



HEIKKI TORPSTRÖM & K. MATTI LAPPALAINEN

## JÄRVIEN BIOMANIPULAATION PERUSTEITA JA KÄYTÄNNÖN MAHDOLLISUUKSIA

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLITUS  
Helsinki 1992



HEIKKI TORPSTRÖM & K. MATTI LAPPALAINEN

## **JÄRVIEN BIOMANIPULAATION PERUSTEITA JA KÄYTÄNNÖN MAHDOLLISUUKSIA**

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLITUS  
Helsinki 1992

Etukannen kuva: Vähäärvoisen kalan tehokalastusta Lahden Vesijärvellä  
Kuva: Pentti Rytönen

Tekijät ovat vastuussa julkaisun sisällöstä, eikä siihen voida vedota  
vesi- ja ympäristöhallituksen virallisena kannanottona.

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON JULKAISUJA koskevat tilaukset:  
Valtion painatuskeskus, PL 516, 00101 Helsinki  
puh. (90) 56 601/julkaisutilaukset

ISBN 951-47-5711-4  
ISSN 0786-9592

HELSINKI 1992



Julkaisija  
Vesi- ja ympäristöhallitus

Julkaisun päivämäärä  
12.3.1992

---

*Tekijät*

Heikki Torpström ja K. Matti Lappalainen, Vesi-Eko Ky

---

*Julkaisun nimi*

Järvien biomanipulaation perusteita ja käytännön mahdollisuuksia

---

*Julkaisun laji*

Selvitys

---

*Toimeksiantaja*

Vesi- ja ympäristöhallitus

---

*Julkaisun osat*

---

*Tiivistelmä*

Selvitys perustuu ulko- ja kotimaisiin kirjallisuus- ja lehtitietoihin ja henkilökohtaisiin haastatteluihin sekä tekijöiden omiin kokemuksiin. Rehevöityneitä järviä on useimmiten hoidettu ravinnepäästöjä vähentämällä. Veden laadun paraneminen pelkästään ulkoista kuormitusta vähentämällä saattaa kuitenkin kestää kohtuuttoman pitkän ajan, useista vuosista vuosikymmeniin hydrologisesta viipymästä ja/tai sisäisestä kuormituksesta johtuen.

Biomanipulaatio eli ravintoketjukurinostus voi olla käyttökelpoinen tapa hoitaa vesistöjä silloin, kun ravinnetason laskeminen on taloudellisesti liian raskasta tai muutoin mahdotonta. Biomanipulaatio ei kuitenkaan ole vaihtoehto muille kunnostusmenetelmille, vaan se on lähinnä niitä täydentävä toimenpide. Biomanipulaation tavoitteena on vähentää levien kasvun aiheuttamia kukintoja ja samennusta sekä pienentää sisäistä ravinnekuormitusta mm. harventamalla ylitieheitä ja vähäarvoisia kalakantoja, jotka toiminnoillaan vähentävät leviä syöviä suurikokoisia vesikirppuja ja siirtävät ravinteita pohjasta veteen.

Biomanipulaation vaikutusmahdollisuudet riippuvat olennaisesti vesistön rehevyys- ja kuormitustasosta sekä ravintoketjujen rakenteista. Varsinkin meso-eutrofisissa pienissä järvissä, joissa ravinnepitoisuudet ovat riittävän alhaiset, biomanipulaatio voi vaikuttaa havaittavasti kasvibiomassoihin ja johtaa selvään veden laadun parantumiseen. Voimakkaasti rehevöityneissä järvissä, joiden ravintoketjuissa vaikuttaa selvästi säätely sekä ravintoketjun huipulta alaspäin (ns. top-down -säätely) että alhaalta ylöspäin (ns. bottom-up -säätely), ei pelkkä ravintoketjujen yläpäiden manipulointi riitä, mikäli samanaikaisesti ei tapahdu systeemin oligotrofitumista.

Biomanipulaation tarpeellisuus ja laajuus on aina arvioitava veden laadun ja ravintoketjun rakenteen tuntemuksen perusteella. Tiedot ovat kuitenkin varsinkin ravintoketjujen osalta usein puutteellisia. Koska biomanipulaation aiheuttama lisääntynyt laidunnuspaine kasviplanktoniin voi aiheuttaa sekä positiivisia että negatiivisia vaikutuksia, ei yksinkertaisilla oletuksilla voida aina varmasti ennustaa järven tilaa toimenpiteiden jälkeen.

---

*Asiasanat (avainsanat)*

biomanipulaatio, tehokalastus, järvet, ravintoketjut

---

*Muut tiedot*

---

*Sarjan nimi ja numero*

Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A 95

---

*ISBN*

951-47-5711-4

---

*ISSN*

0786-9592

---

*Kokonaissivumäärä*

42

---

*Kieli*

suomi

---

*Hinta*

---

*Luottamuksellisuus*

Julkinen

---

*Jakaja*

Valtion painatuskeskus  
PL 516, 00101 HELSINKI

---

*Kustantaja*

Vesi- ja ympäristöhallitus  
PL 250, 00101 HELSINKI

Utgivare  
Vatten- och miljöstyrelsen

Utgivningsdatum  
12.3.1992

Författare  
Heikki Torpström och K. Matti Lappalainen

Publikation  
Järviens biomanipulaation perusteita ja käytännön mahdollisuuksia  
Referat: Grunder och praktiska möjligheter av biomanipulation i sjöar

Typ av publikation  
Utredning

Uppdragsgivare  
Vatten- och miljöstyrelsen

Publikationens delar

#### Referat

Utredningen baserar sig på utländska och inhemska litteratur- och tidningsuppgifter och på personliga intervjuer samt på författarnas egna erfarenheter. Eutrofierade sjöar har oftast skötts med att reducera utsläppen av näringsämnen. Förbättringen av vattenkvaliteten med hjälp av att enbart reducera yttre belastning kan emellertid ta omåttligt lång tid, från flera år till årtionden på grund av hydrologisk genomströmningstid och/eller intern belastning.

Biomanipulationen eller restaurering av näringskedjan kan vara ett användbart medel att vårda vattendrag då sänkandet av näringsämnenivån är ekonomiskt för tungt eller annars omöjligt. Biomanipulationen är dock inte ett alternativ för andra restaureringsmetoder, utan den är närmast en kompletterande åtgärd för dem. Biomanipulations mål är att reducera de blomningar och grumligheter, som algernas tillväxt åstadkommer samt förminska den interna näringsämnebelastningen bl.a. genom gallring av alltför täta mindre värda fiskstammar, vilka genom sin verksamhet reducerar algätande stora vattenloppor och flyttar näringsämnen från botten till vattnet.

Biomanipulationens möjligheter till inflytande beror väsentligt på vattendragets eutrofi- och belastningsnivå samt näringskedjans strukturer. I synnerhet i meso-eutrofa små sjöar, i vilka koncentrationerna av näringsämnen är tillräckligt låga, kan biomanipulationen verka på växtbiomassor och leda till en klar förbättring av vattenkvaliteten. I starkt eutrofierade sjöar vilkas näringskedjor påverkas betydligt av reglering både från näringskedjans topp nedåt (s.k. top-down-reglering) och nedifrån uppåt (s.k. bottom-up-reglering), räcker inte endast en manipulation av näringskedjornas övre ändor till, om inte en oligotrofiering av systemet samtidigt sker.

Nödvändigheten och omfattningen av biomanipulationen måste alltid uppskattas på grund av vattenkvaliteten och kännedomen om näringskedjans struktur. Kunskaperna är ändå i synnerhet för näringskedjans del ofta bristfälliga. Eftersom det av biomanipulationen förorsakade betetrycket på växtplanktonen kan åstadkomma både positiva och negativa verkningar, kan man inte med enkla antaganden alltid säkert förutsäga sjöns skick efter åtgärder.

#### Sakord (nyckelord)

biomanipulation, intensivfiske, sjöar, näringskedjor

#### Övriga uppgifter

Seriens namn och nummer  
Vatten och miljöförvaltningens publikationer – serie A 95

ISBN  
951-47-5711-4

ISSN  
0786-9592

Sidantal  
42

Språk  
Finska

Pris

Sekretessgrad  
Offentlig

Distribution  
Statens tryckericentral  
PB 516, 00101 HELSINGFORS

Förlag  
Vatten- och miljöstyrelsen  
PB 250, 00101 HELSINGFORS

## DOCUMENTATION PAGE

*Published by*  
The National Board of Waters and the Environment, Finland

*Date of publication*  
12.3.1992

*Authors*  
Heikki Torpström and K. Matti Lappalainen

*Title of publication*  
Järvien biomanipulaation perusteita ja käytännön mahdollisuuksia  
Abstract: Bases and practical possibilities of lake biomanipulation

*Type of publication*      *Commissioned by*  
Study      National Board of Waters and the Environment

*Parts of publication*

*Abstract*

The study is based on foreign and domestic literature, personal interviews and authors' own findings. So far eutrophic lakes have mainly been treated by curbing nutrient emissions. Improving water quality by reducing the external load alone may, however, be excessively time-consuming, requiring anything from several years to several decades, depending on the hydrological lag and/or the level of the internal load.

Biomanipulation, or food chain rehabilitation as it is also known, may be a practical means of treating water systems when the reduction of the nutrient level is too expensive or otherwise impossible. Biomanipulation is not, however, an alternative means of rehabilitation, but rather a complimentary method. The objective of biomanipulation is to reduce the blooms and turbidity caused by algae growth and to curb the internal nutrient load by thinning excessively dense and low-value fish stocks, as the latter tend to reduce the number of large, algaeconsuming cladocerans and to transfer nutrients from the bottom to the water.

The effectiveness of biomanipulation depends decisively on the level of eutrophication, the load on the water system, and the structure of the food chain. Biomanipulation may have a visible effect on plant biomass and clearly improve water quality particularly in small, meso-eutrophic lakes with sufficiently low nutrient contents. In heavily eutrophic lakes in which the food chains are affected by regulation from both the upper ('top-down regulation') and lower end ('bottom-up regulation') of the food chain, manipulation of only the upper end of the food chain is ineffective unless oligotrophication of the system is occurring simultaneously.

The need and scope for biomanipulation should always be assessed on the basis of reliable information on the water quality and structure of the food chain. In practice, however, knowledge of the food chain, in particular, is often inadequate. Because the increased grazing pressure on phytoplankten caused by biomanipulation can have both a positive and a negative impact, simple assumptions are an insufficient basis for predicting how biomanipulation will affect the state of a lake.

*Keywords*  
biomanipulation, mass removal of fish, lakes, food chains

*Other information*

*Series (key title and no.)*  
Publications of the Water and Environment  
Administration - Serie A 95

*ISBN*  
951-47-5711-4

*ISSN*  
0786-9592

*Pages*  
42

*Language*  
Finnish

*Price*

*Confidentiality*  
Public

*Distributed by*  
Government Printing Centre  
P.O. Box 516, SF-00101 Helsinki, Finland

*Publisher*  
National Board of Waters and the Environment,  
P.O. Box 250, SF-00101 Helsinki, Finland

## ESIPUHE

Monien rehevöityneiden järvien kalastossa on särkikalojen osuus lisääntynyt petokalojen osuuden pienentyessä. Kalaston muutoksia ovat aiheuttaneet sekä ravinnekuormitus ja muut elinympäristön muutokset että valikoiva kalastus. Nykytiedon mukaan kalaston muuttuminen on kiihdyttänyt järvien rehevöitymistä lisäämällä sisäistä kuormitusta ja sen aiheuttamaa haitallisten levien kasvua.

Järvien biomanipulaatiolla tarkoitetaan yleensä särkikalojen tehokalastuksella ja petokalojen istutuksilla aikaansaataavaa järven tuotantoketjun rakennemuutosta. Sillä pyritään useimmiten ensisijaisesti sisäisen kuormituksen ja haitallisen leväkasvun vähentämiseen mutta samalla myös kalaston rakenteen muuttamiseen kalastuksen harjoittamisen kannalta houkuttelevammaksi.

Saatujen kokemusten mukaan biomanipulaatio ei yksinään riitä pysyvien parannusten saamiseksi järvien tilaan. Tehokalastusta ja petokalojen istutuksia tulisi tarkastella osana vesistöjen ja niiden valuma-alueiden käyttöön ja tilaan vaikuttavien toimenpiteiden kokonaisuutta. Käytännössä tämä vaatii uusia menettelytapoja ja menetelmiä, joiden avulla voidaan ylittää perinteiset kalatalous-, vesi- ja ympäristötutkimuksen ja hallinnonalojen rajat.

Vesi- ja ympäristöhallinto vastaa valtion puolesta luvanhaltijana vesistöjen säännöstelyihin, järjestelyihin yms. vesistöihin liittyvien hoitovelvoitteiden täyttämisestä. Tämä selvitys on tehty Vesi-Eko Ky:ssä. Se on osa vesi- ja ympäristöhallituksen vuonna 1988 aloittamaa kehittämistyötä, jonka tarkoituksena on vesistöjen velvoitehoidon tuloksellisuuden parantaminen.



# SISÄLLYS

|   |    |
|---|----|
| ESIPUHE .....   | 6  |
| 1 JOHDANTO .....  | 9  |
| 2 EKOSYSTEEMIN TOIMINTA –<br>BIOMANIPULAATION LÄHTÖKOHTA .....  | 9  |
| 3 BIOMANIPULAATIOTEORIOISTA .....   | 10 |
| 3.1 Predaatio vai abioottiset tekijät? .....  | 10 |
| 4 HAVAINTOJA REHEVÖITYMISEN AIHEUTTAMISTA EKOSYSTEEMI-<br>MUUTOKSISTA SEKÄ ESIMERKKEJÄ BIOMANIPULAATIOKOEI-<br>LUISTA ERITYYPPISISSÄ JÄRVISSÄ ..... | 14 |
| 4.1 Eutrofiset järvet .....   | 14 |
| 4.2 Oligotrofiset järvet .....  | 18 |
| 4.3 Hypertrofiset järvet .....  | 19 |
| 5 KALOJEN, ELÄINPLANKTONIN JA<br>KASVIPLANKTONIN VUOROVAIKUTUS .....  | 21 |
| 5.1 Planktoneliöstön "rakennemuutos" .....  | 21 |
| 5.2 Daphnian kyky kontrolloida leväbiomassoja .....   | 25 |
| 5.3 Eläinplanktonin suojaautuminen predaatiolta .....   | 26 |
| 6 KALOJEN SUORAT VAIKUTUKSET RAVINNEPITOISUUKSIIN –<br>"LANNOITUS" .....  | 26 |
| 6.1 Särkikalojen ulostus- ja pohjan pölytyskuormituksen suuruus .....   | 27 |
| 6.2 Kalansaaliin mukana poistuvat ravinteet .....   | 28 |
| 7 SÄRKIEN EKOLOGIAA JA<br>NIIDEN VAIKUTUS PLANKTONYHDYSKUNTIIN .....  | 28 |
| 7.1 Kutu ja mädin kehitys .....   | 28 |
| 7.2 Kasvu ja ravinto .....  | 29 |
| 7.3 Kuolleisuus .....   | 30 |
| 7.4 Rehevöityneen järven populaatiosyklit .....   | 31 |
| 7.5 Särkikalojen kilpailuetu rehevissä järvissä .....   | 31 |
| 8 BIOMANIPULAATION<br>KÄYTÄNNÖN MAHDOLLISUUDET .....  | 33 |
| 8.1 Kalaston poisto .....   | 33 |
| 8.2 Tehokalastukset .....   | 33 |
| 8.3 Peto kalaistutukset .....   | 35 |
| 9 YHTEENVETO .....  | 36 |
| KIRJALLISUUS .....  | 37 |



# 1 JOHDANTO

Biomanipulaatio-sanan otti ensimmäisenä käyttöön amerikkalainen Joseph Shapiro vuonna 1975. Tosin jo ennen Shapiroa oli tehty merkittäviä biomanipulaatioon liittyviä tutkimuksia. Biomanipulaatio eli ravintoketjukuristus on menetelmä, jossa käytetään hyväksi ekosysteemin omia toimintamekanismeja – järven tilaa pyritään parantamaan ravintoketjun rakennetta muuttamalla. Biomanipulaation tavoitteena on vähentää levien kasvun aiheuttamia kukintoja ja samennusta sekä pienentää sisäistä ravinnekuormitusta harventamalla rehevöitymisen ja väärin kalastustottumusten myötä vesistön vallanneita ylitieheitä vähäarvoisia kalakantoja.

## 2 EKOSYSTEEMIN TOIMINTA – BIOMANIPULAATION LÄHTÖKOHTA

Perinteinen malli ekosysteemien toiminnasta ja toiminnan säätelystä liittyy käsitykseen ekosysteemin trofiatasoista ja erityisesti perustuotantotason keskeisestä merkityksestä ekosysteemin säätelijänä. Tämän mukaan perustuotannon tuottamat "energiavirrat" ylemmille trofiatasoille ovat erityisen keskeisessä asemassa ekosysteemin toiminnassa. Energiavirrat sellaisenaan säätelevät ylempiä trofiatasoja ja määräävät ylempien trofiatasojen ominaisuudet. Perinteinen ekosysteemimalli perustui siis tuottajien ja perustuotannon säätelemään ekosysteemiin, jolloin tärkein vaikutussuunta on ravintoketjujen alapäästä ylöspäin.

Myöhemmin on esitetty uusia toimintamalleja, joissa trofiatasojen välinen säätelyvaikutus on päinvastainen, eli kyseessä on kuluttajien tai petojen säätelemä ekosysteemi. Tällaisessa systeemissä säätely tapahtuu ylemmiltä trofiatasoilta alaspäin lähinnä predaation eli saalistuksen kautta.

Tuottajien säätelemässä ekosysteemimallissa keskeinen merkitys annettiin energialle ja sen siirtymiselle korkeammille trofiatasoille. Sen sijaan kuluttajien säätelemä malli antaa mahdollisuuksia tarkastella ekosysteemin toimintoja ja sen toimintojen säätelyä monipuolisemmin ja kvantitatiivisemmin. Toisin sanoen ravinto on muutakin kuin vain energiaa, ja sen laatu voi olla määrän ohella tärkeää petojen kasvulle ja lisääntymiselle (Lindqvist et al. 1988).

Ekosysteemin säätely, joka tapahtuu ylemmiltä trofiatasoilta alaspäin lähinnä predaation eli saalistuksen kautta, tuo uusia näkökulmia vesistöjen tuotannon säätelyn ymmärtämiseen. Kun kuluttajasäätely on voimakasta, on mahdollista, että vesiekosysteemin toimintaa voidaan muuttaa pelkästään kalastusta säätelemällä joko oligotrofiseen tai eutrofiseen suuntaan.

### 3 BIOMANIPULAATIOTEORIOISTA

Kun havaittiin, että kaikkia limnologisia ilmiöitä ei voida selittää klassillisen limnologisen ajattelutavan mukaan pelkällä ravinteiden kierrolla, alettiin 1970-luvulla tehdä tavoitteellisesti kokeita, joilla pyrittiin selvittämään kuluttajasäätelyn eli ylhäältä alaspäin tapahtuvan säätelyn merkitystä vesiekosysteemeissä. Näissä kokeissa tutkittiin kalojen vaikutusta kasviplanktoniin eläinplanktonin välityksellä; ravintoketjusäätely alettiin nähdä uutena potenti-aalisena vesistöjen hoito- ja kunnostusmenetelmänä.

#### 3.1 Predaatio vai abioottiset tekijät?

Biomanipulaatioteoriat perustuvat ekosysteemiajattelun mukaisesti kahteen perustekijään: bottom-up ja top-down -säätelyyn. Bottom-up -säätelymekanismissa vaikutus alkaa tuotantoketjun alapäästä (alimmat trofiatasot) ja kulkeutuu ravintoketjuja pitkin ylöspäin (ylimmät trofiatasot). Top-down-säätelymekanismin mukaan taas ravintoketjun yläpään kuluttajilla ja saalistajilla (predaattorit) on suuri vaikutus ravintoketjun alapäähän, ja yläpää pystyy pitämään tuotannon kurissa.

Carpenter et al. (1987, 1988) esittivät, että tuottavuuden vaihteluista vain alle 50 % voidaan selittää ulkoisella fosforikuormituksella jopa fosforirajoitteisissa järvissä. He selittivät tuottavuuden vaihteluita ns. cascade hypothesis-teorialla, joka vastaa nykyisiä top-down -biomanipulaatiomalleja. Teorian mukaan petokalabiomassan (piscivorit) kasvu johtaa eläinplanktonia syövien kalojen (planktivorit) biomassan pienenemiseen, mikä edelleen saa aikaan lisääntyneen eläinplanktonbiomassan (herbivorit), joka taas vähentää kasviplanktonbiomassaa (kuva 1.).

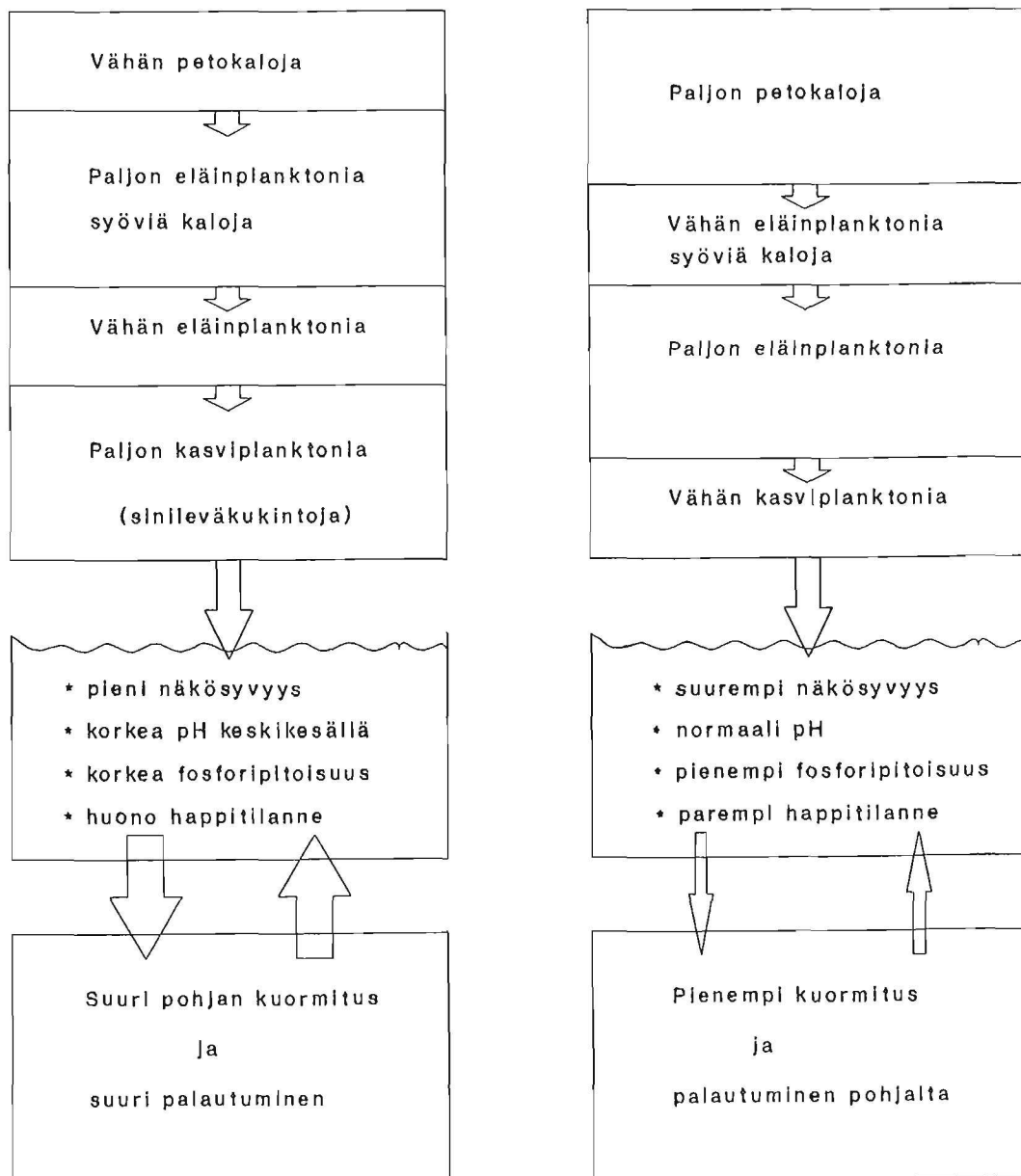
Predaation vaikutusmahdollisuuksia eläinplanktonin koostumukseen ja rakenteeseen on kuitenkin kritisoitu paljon. Jotkut tutkijat ovat sitä mieltä, että abioottisilla tekijöillä on predaatiota huomattavasti merkittävämpi vaikutus planktoniyhdyskuntien rakenteeseen (esim. McQueen 1988, McQueen et al. 1990, Tessier ja Horwitz 1990, Forsyth ja James 1991). Abioottisten tekijöiden vaikutusta tukevat esimerkiksi ne havainnot, että eräät kemialliset tekijät voivat vaikuttaa suoraan mm. eläinplanktonin kokorakenteeseen, ja sitä kautta kasviplanktonbiomassoihin (Tessier ja Horwitz 1990). Tämän tietämyksen mukaan voimakas bottom-up -säätely saattaa vaikuttaa niin tehokkaasti, ettei biomanipulaation predaatiovaikutuksella ole juuri merkitystä planktoniyhdyskuntiin.

Biomanipulaatioteorioiden mukaan järven rehevyystaso vaikuttaa olennaisesti bottom-up ja top-down -ilmiöiden voimakkuuteen. "Sopivasti rehevässä" järvessä biomanipulaatiomekanismit toimivat parhaiten. Lisääntyneellä rehevöitymisellä on kaksi vaikutusta: 1) se lisää biomassaa kaikilla trofiatasoilla ja 2) vähentää top-down säätelyn tehokkuutta (Sipponen 1990). Toisin sanoen



nimenomaan ylitirehevässä järvessä eivät top-down -mekanismit pääse vaikuttamaan tehokkaasti eikä biomanipulaation avulla siten päästä hyviin tuloksiin.

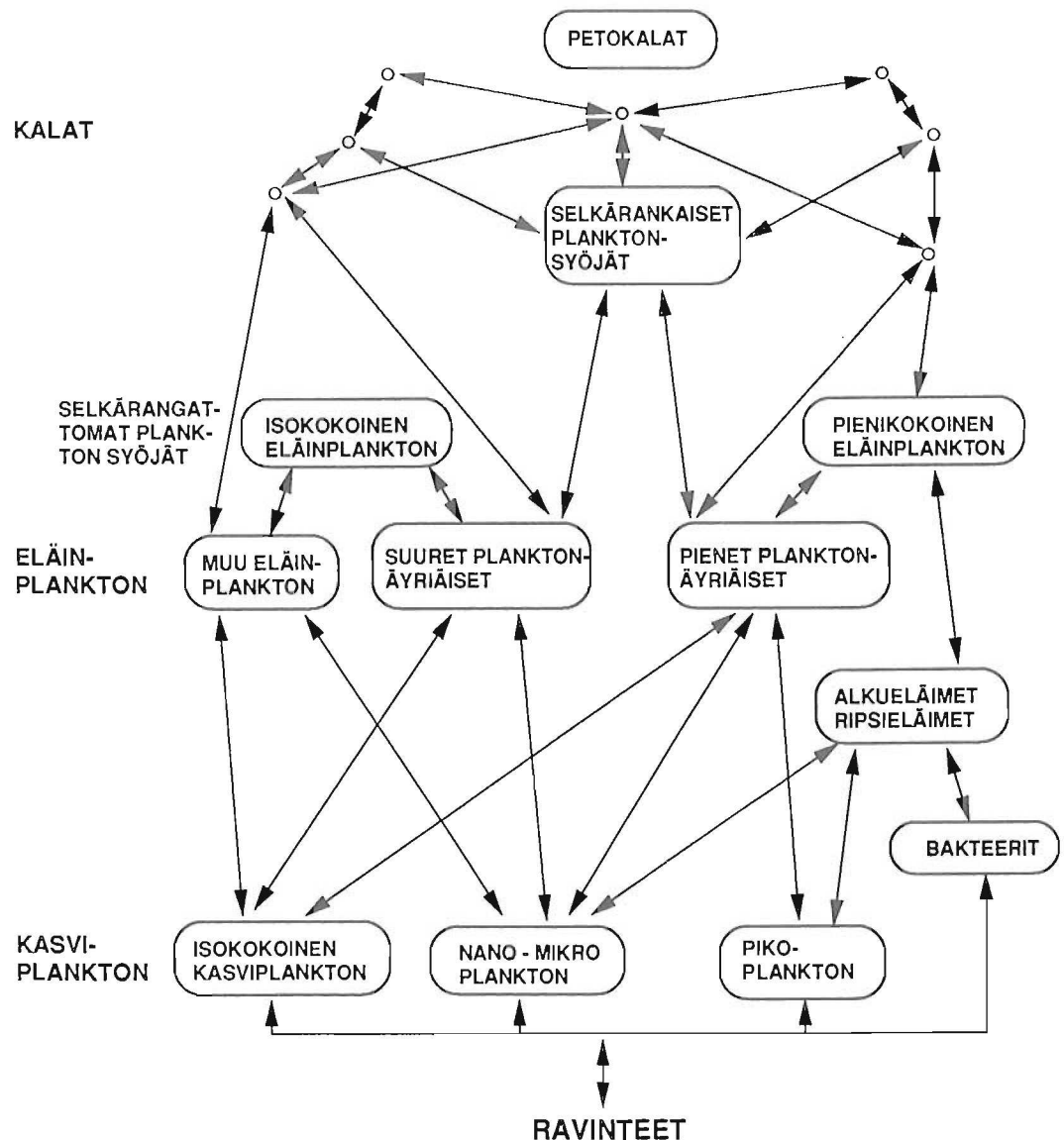
Oligotrofisissa systeemeissä eläinplankton voi kontrolloida kasviplanktonia tehokkaasti ja top-down -vaikutus voi edetä alemmas ravintoketjussa kuin eutrofisissa systeemeissä, jossa perustuotanto on suurempi ja top-down -vaikutuksen vaimeneminen on vahvempaa (McQueen et al. 1990). Toisaalta on tehty myös havaintoja, että oligotrofisessakin järvessä top-down -vaikutus jää vähäiseksi, ja että myös oligotrofisen järven ekosysteemiin vaikuttaa pääasiallisesti bottom-up -säätely (mm. Lehman 1988). Ultraoligotrofisen systeemin toimintaperiaatteeksi voidaankin ajatella, että vähäiset ulkoiset tuloainevirtaumat (ravinteet) rajoittavat eniten perustuotantoa ja tämän seurauksena ylemmät trofiatasot joutuvat toimimaan niukkuussäätelyn alla.



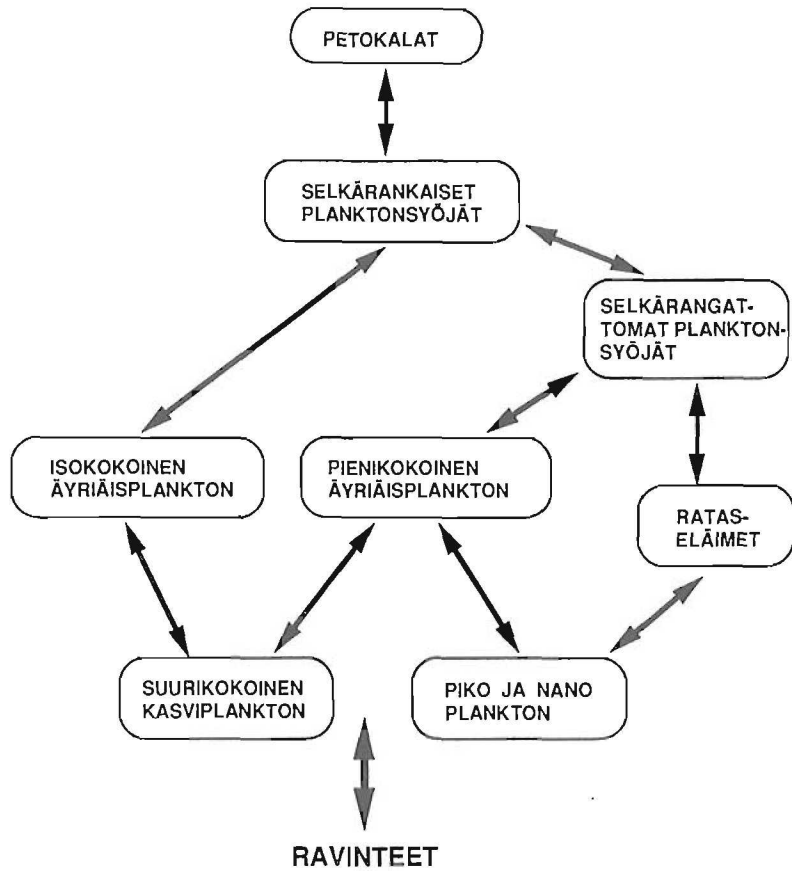
Kuva 1. Biomanipulaation ravintoketjuvaikutus yksinkertaistettuna.

Biomanipulaatioprosessin onkin esitetty toimivan parhaiten meso-eutrofisissa järvissä, joissa on runsas kalasto (esim. Rognerud ja Kjellberg 1990). Carney (1990) on pohdiskellut ravintoketjujen ja järven trofiatason välisiä suhteita perusteellisemmin. Hän päätyi "intermediate trophic state" -hypoteesiin, jonka mukaan ravintoketjuvaikutuksen voimakkuus on suurin mesotrofisissa systeemeissä (kuvat 2, 3, 4 ja 5).

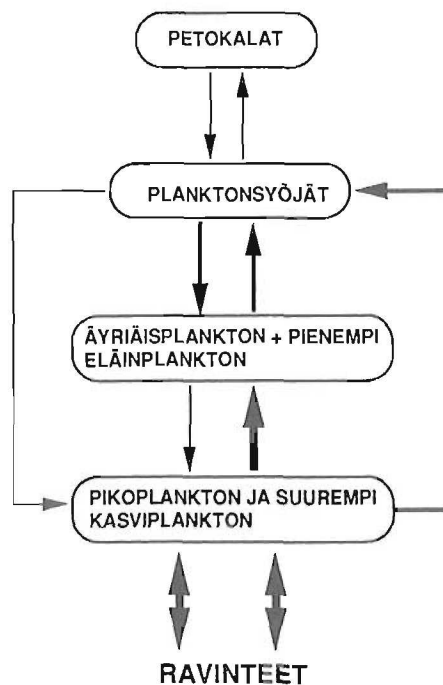
Yhteenvedona voidaan yleistää, että järviekosysteemin tuottavuus kokonaisuudessaan riippuu sekä bioottisista että abioottisista tekijöistä, eli sekä top-down että bottom-up -vaikutukset ovat tärkeitä. Bioottiset ja abioottiset tekijät toimivat useimmiten yhdessä ja harvemmin itsenäisinä ainakaan pitemmällä aikatahtimella. Esimerkiksi ravinteet ja kalat eivät toimi itsenäisinä planktoniyhteisöjen säätelijöinä, mutta sen sijaan niillä on vaikutuksia, joita voidaan ennustaa vain ymmärtämällä niiden yhteinen vaikutus (Lancaster & Drenner 1990).



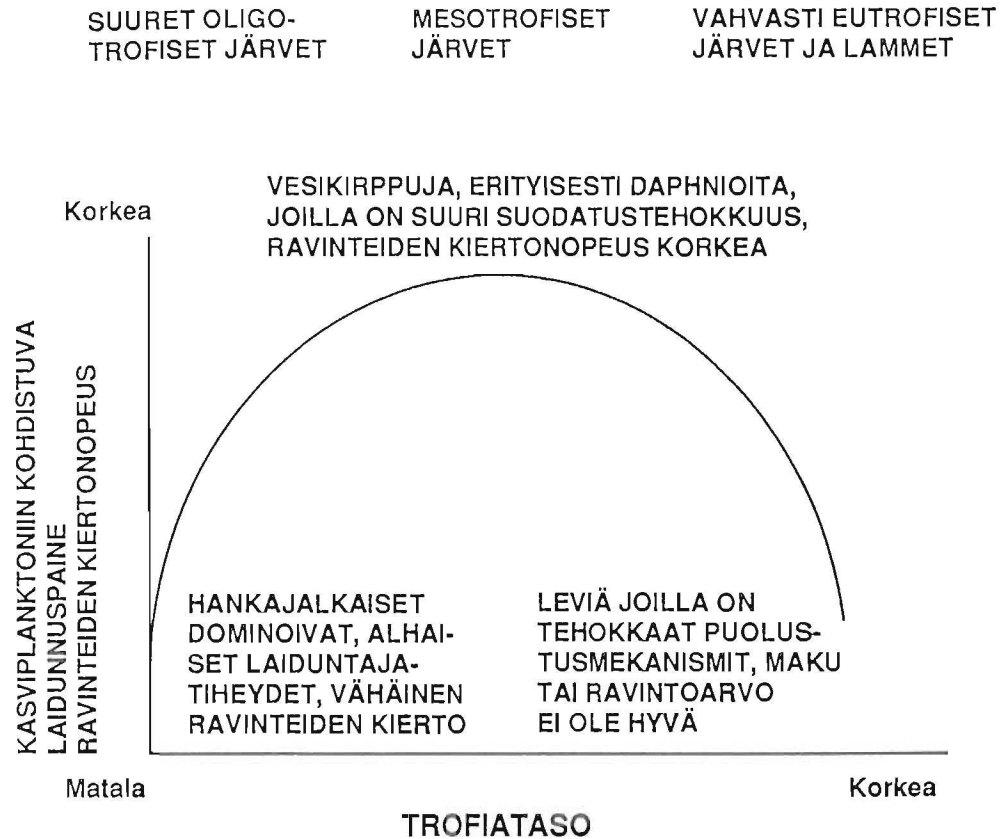
Kuva 2. Ravintoketjuvaikutuksen voimakkuus suurissa oligotrofisissa ja ultraoligotrofisissa järvissä (Carney 1990, uudelleen piirretty).



Kuva 3. Ravintoketjuvaikutuksen voimakkuus mesotrofisissa ja pienissä oligotrofisissa järvissä (Carney 1990, uudelleen piirretty). Nuolten paksuus kuvaa vuorovaikutuksen voimakkuutta ravintoketjussa.



Kuva 4. Ravintoketjuvaikutuksen voimakkuus vahvasti eutrofisissa pienissä järvissä ja lammissa (Carney 1990, uudelleen piirretty). Nuolten paksuus kuvaa vuorovaikutuksen voimakkuutta ravintoketjussa.



Kuva 5. Diagrammi herbivorilaidunnuksen ja ravinteiden kierron voimakkuuksista eri ravinnetasoa olevissa järvissä (Carney 1990, uudelleen piirretty).

Uusimpien käsitysten mukaan yhdistetty top-down ja bottom-up -malli selittääkin parhaiten järven tilassa tapahtuvat muutokset. Yhdistettyä mallia tukevat havainnot biomanipulaation onnistumisesta mesotrofisissa systeemeissä. Usein on kuitenkin vaikea arvioida top-down ja bottom-up -tekijöiden kulloisiakin osuuksia. Vaikka ekosysteemin säätelymekanismien merkityksistä ollaankin vielä eri mieltä, biomanipulaatiolla on joka tapauksessa joissakin järvissä päästy hyviin tuloksiin, joten se kannattaa ottaa huomioon yhtenä vartenotettavana hoito- ja kunnostuskeinona rehevöityvissä tai rehevissä järvissä.



## 4 HAVAINTOJA REHEVÖITYMISEN AIHEUTTAMISTA EKOSYSTEEMIMUUTOKSISTA SEKÄ ESIMERKKEJÄ BIOMANIPULAATIOKOKEILUISTA ERITYYPPISISSÄ JÄRVISSÄ

### 4.1 Eutrofiset järvet

#### 4.1.1 Yleisiä havaintoja kalaston ja planktonyhdyskuntien vuorovaikutuksista

Monet järvissä tehdyt kalasto- ja planktoneliöstöseurannat tukevat käsitystä top-down -säätelyn olemassaolosta, ja osoittavat, että predaatio todellakin voi nousta merkittäväksi planktonyhteisöjen säätelytekijäksi. Seuraavissa kappaleissa on esitelty muutamia esimerkkejä.

Monille Kaakkois-Norjan eutrofisille järville on ominaista suurten *Daphnia*-vesikirppujen vähyys ja pienikokoisempien hankajalkaisten (*copepoda*) ja rataseläinten (*rotifera*) dominanssi eläinplanktonissa, mikä johtuu voimakkaasta särjen aiheuttamasta predaatiopaineesta (mm. Brabrand et al. 1986, 1990, Lyche 1989). Viime vuosien aikana pelagisen vyöhykkeen kalastossa ovat olleet vallitsevina immatuurit, nuoret lisääntymiskyvyttömät särjet. Särjet ovat lisäksi esiintyneet pääasiassa pelagiaalin epilimnionissa tai ylemmässä metalimnionissa, mikä ilmaisee niiden käyttävän eläinplanktonia tehokkaasti ravinnokseen (Brabrand et al. 1986, 1990).

Israelin Gennesaret-järvessä (kok.P = n. 100 ug/l) lisättiin kaupallisesti suosittujen kalalajien istutuksia, jolloin kalastuspaine eläinplanktonia syöviin kaloihin väheni ratkaisevasti. Tämän seurauksena eläinplanktonbiomassat vähenivät ja levät lisääntyivät. Varsinkin vesikirppujen, hankajalkaisten ja rataseläinten määrässä tapahtui jyrkkä pudotus (Gophen et al. 1990).

Timms & Moss (1984) tekivät tutkimuksia Itä-Englannin Norfolk Broads -järvillä. He esittivät havaintojensa perusteella seuraavanlaisen yleistyksen: kun kokonaisfosforipitoisuus oli n. 100 ug/l, esiintyi planktivorikaloja tavallisesti laajalti ja kasviplanktonin dominanssi oli syrjäyttänyt vesikasvien dominanssin. Esimerkiksi järviketjuun kuuluvalla Hudsons Bay'lla oli Chl-a -pitoisuus yli 100 ug/l ja kasvillisuus oli selvästi vähentynyt. Samalla kun kasvillisuus oli hävinnyt oli myös kalasto yksipuolistunut ja särkikalojen pohjaeläinravinto vähentynyt.

Kalojen vaikutus planktonyhdyskuntiin ei kuitenkaan aina tapahdu pelkästään predaatiovaikutuksen kautta. Tällöin kalojen vähentämisellä voidaan vaikuttaa järven tilaan parantavasti toista vaikutustietä.

Hyvä kotimainen esimerkki kalaston toisentyypisestä vaikutuksesta on Lahden Vesijärvi. Jätevesien aikanaan pilaamalla järvellä on ollut kesäisin voimakkaita

sinileväkukintoja (*Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis*). Järven rehevyyden säilymisessä ovat olleet tärkeässä osassa särjet, joiden määräksi on arvioitu jopa 500 kg/ha. Särkien on havaittu ylläpitävän korkeaa levätuotantoa ja leväbiomassoja tonkimalla sedimenttiä ravintoa etsiessään ja pumppaamalla sitä ruoansulatuskanavansa läpi (bioturbaatio). Vesijärven tutkimuksissa onkin todettu, ettei suorilla eläinplankton–kasviplankton vuorovaikutuksilla ole tässä tapauksessa niin suurta merkitystä kuin bioturbaatiolla (Horppila ja Kairesalo 1990). Särkien järviä lannoittavalle vaikutukselle onkin saatu varsin suuria laskennallisia arvoja (Brabrand et al. 1984, 1990, Lappalainen 1990). Asiasta on kerrottu tarkemmin kalojen aiheuttamaa suoraa kuormitusta käsittelevässä kappaleessa.

#### 4.1.2 Allaskokeet

Bio-manipulaatiovaikutusten ja -mekanismien testaamiseksi on tehty paljon allaskokeita. Allaskokeita on kuitenkin kritisoitu voimakkaasti, sillä niiden ei uskota vastaavan todellisia luonnonolosuhteita laajemmassa mittakaavassa (mm. Lammens 1988). Myös edellä kerrotut Lahden Vesijärven tutkimustulokset perustuivat suurelta osin järveen sijoitettujen suljettujen altaiden tuloksiin.

Tyypillisenä allaskoe-esimerkkinä voidaan pitää Anderssonin ja kumppanien (Andersson et al. 1978, Andersson 1979) tekemiä tutkimuksia Trummen ja Bysjön-järvillä Ruotsissa. He tutkivat allaskokeilla pienten planktonia syövien kalojen vaikutuksia planktonyhteisöön ja veden laatuun. Käytössä oli altaita, joihin oli laitettu muutama pieni ahven sekä altaita, joissa ei ollut kaloja lainkaan. Ilman kaloja olevissa altaissa todettiin seuraavia vaikutuksia:

- 1) pohjaeläimiä oli enemmän,
- 2) eläinplanktonissa oli runsaasti suuria planktereita ja nimenomaan vesikirppuja
- 3) kasviplanktonin biomassa oli alempi mutta diversiteetti suurempi,
- 4) veden pH oli alempi ja
- 5) veden näkösyvyys (kirkkaus) oli suurempi.

Kesän alussa kaikissa altaissa dominoivat rataseläimet (*rotifera*) ja *Cyclopoda*-hankajalkaisten copepodiittivaiheet, mutta heinäkuun lopulla suurikokoinen vesikirppu *Daphnia longispina* sekä pienempi *D. cucullata* lisääntyivät kalatomissa altaissa. Näissä allaskokeissa todettiin Vesijärven tapausta selvemmin yhteys kalojen, eläinplanktonin ja kasviplanktonin välillä. Tosin myös näissä järvissä oli selvästi havaittavissa, että särjet, ruutanat ja lahnat vapauttivat ravinteita pohjasedimentistä tuottajien käyttöön.

#### 4.1.3 Järvikokeet – kalaston voimakas vähentäminen tai tuhoaminen

Trummen-järvellä on tehty allaskokeiden lisäksi myös tehokalastuskokeiluja. Vuosina 1976–1978 suoritettiin särkeen, lahnaan ja muihin särkikaloihin suunnattua tehokalastusta. Valikoivan kalastuksen vaikutukset näkyivät selvästi. Samalla kun kalaston koostumus muuttui terveempään suuntaan, vesikirppujen määrä lisääntyi huomattavasti ja kasviplankton- ja ravinnepitoisuudet alenivat merkittävästi (Andersson 1979).

Andersson (1979) on raportoinut myös kahdessa ruotsalaisessa lammessa tehdyistä biomanipulaatiokokeista. Toisessa lammessa hävitettiin ensin kaikki kalat (ruutana, suutari, säyne) rotenonilla ja sen jälkeen lampeen istutettiin kahtena kesänä runsaasti pelkästään särkiä. Toinen lampi oli alunperin kalaton ja siihen istutettiin särkiä. Kalastomanipulaatioiden vaikutukset olivat huomattavia molemmissa lammissa. Rotenonilla käsitellyssä lammessa mm. *Daphnia*-vesikirppujen määrät lisääntyivät kalojen poiston jälkeen ja vähenivät taas kalaistutusten jälkeen huomattavasti. Suurten kalatiheyksien myötä myös leväkukinnot yleistyivät ja vedenalainen makrokasvillisuus väheni veden sameuden lisääntyessä.

Alun perin kalattomassa lammessa havaittiin kalaistutusten jälkeen samanlainen kehityssuunta: suuret *Daphnia*t vähentyivät ja leväkukinnot tulivat tavalliseksi. Lisäksi Anderssonin havaintojen mukaan lampien kalattomilla alueilla ei havaittu *Microcystis*-sinilevän kukintoja, mutta alueilla, joilla oli tiheästi kalaa kukinnot olivat yleisiä. Lampitutkimuksiansa perusteella Andersson päätteli, että kalat voivat vapauttaa sedimenttiä ja ravinteita pohjasta, ja että särki on myös kaikkein pahin eläinplanktonin muutosten aiheuttaja.

Lievästi rehevästä pienestä ruotsalaisesta Lilla Stockelidsvatten -järvestä, jossa särjet olivat vallitsevina kaloina, poistettiin koko kalasto rotenon-myrkytyksellä. Kalaston poisto aiheutti selvän muutoksen oligotrofiseen suuntaan: perustuotanto, pH sekä kokonaisfosforin ja -typen määrät alenivat ja veden näkösyvyys lisääntyi (Henrikson et al. 1980).

Keski-Norjan Haugatjern-järvessä (n. 9 ha, keskisyvyys 7,6 m) tehtiin myös Rotenon myrkytys. Ennen myrkytystä oli järvessä kalaa arviolta noin 700 kg/ha ja planktonissa vallitsivat suuret kolonioita muodostavat kasviplanktonilajit (levät). Myrkytysten jälkeen levät vähenivät ja pienet kasviplanktonilajit yleistyivät (Reinertsen ja Olsen 1984).

Benndorf et al. (1984) tekivät kokeita pienessä mesotrofisessa lammessa (keskisyvyys 7,0 m, suojassa tuulilta) Dresdenissä ja he havaitsivat, että äyriäisplanktonin biomassat ja keskikoko nousivat, kun pienten planktonia syövien kalojen määrää alennettiin petokalaistutuksilla. Kasviplanktonin biomassoihin ei kalastomanipulaatiolla ollut ainakaan lyhyen ajan kuluessa vaikutusta.

Carpenter et al. (1987, 1989) tutkivat kolmea järveä kahden vuoden ajan. Vertailujärvessä, jonka ravintoketjuihin ei kohdistettu mitään toimenpiteitä, tuottavuus vaihteli vuodesta toiseen "normaalina". Toisessa järvessä, jossa lisättiin petokalojen määrää ja vähennettiin planktonia syövien kalojen määrää, saatiin seuraavia tuloksia:

- 1) eläinplanktonin biomassassa kasvoi,
- 2) hankajalkais- ja rataseläinvaltaisuus muuttui vesikirppuvaltaisuudeksi,
- 3) leväbiomassa väheni ja
- 4) perustuotanto pieneni.

Kolmannessa järvessä, jossa vähennettiin petokalojen määrää ja lisättiin planktonia syövien kalojen määrää, tapahtui tavanomaisesta poiketen seuraavaa:

- 1) Planktonia syövät kalat jäivät littoraalialueelle pakoillessaan jäljelle jääneitä petokaloja, ja tämän seurauksena eläinplanktoniin kohdistuva predaatio väheni
- 2) eläinplanktonin biomassassa lisääntyi ja suurikokoiset vesikirput yleistyivät
- 3) sekä levätuotanto että primaarituotanto kasvoivat, koska vihreiden hyytelömaisten levien konsentraatio kasvoi.

Lyche (1989) on koonnut yhteen biomanipulaatiokokeilujen tuloksia ja hän on todennut, että useimmissa rehevöityneissä järvissä vallitsivat ennen planktonsyöjäkalojen vähentämistä rataseläimet ja pienikokoiset vesikirput (*Bosmina longirostris*, *Daphnia cucullata/cristata*, *Chydorus*, *Ceriodaphnia*) ja hankajalkaiset (*Thermocyclops*, *Mesocyclops*, *Eudiaptomus*). Planktonsyöjäkalojen vähentämisen jälkeen *Daphnia sp.* -vesikirppujen koko ja lukumäärä sekä yleisyys lisääntyivät. Taulukossa 1. on esitetty osa Lychen havainnoista.

Taulukko 1. Planktivorikalojen vähentämisen vaikutukset planktoniin eräissä järvissä (Lychen 1989 mukaan). + = lisääntynyt, - = vähentynyt, 0 = ei vaikutusta.

| Järvi           | Trofia-<br>taso | Kokonais-<br>fosfori-<br>pitoisuus | Kasvi-<br>plankton-<br>biomassa | Koloni-<br>aaliset<br>sinilevät | Eläin-<br>plankton-<br>biomassa | <i>Daphnia</i> spp.<br>vesikirppujen<br>koko ja suh-<br>teellinen<br>yleisyys |
|-----------------|-----------------|------------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|---|
| L. Stockelidsv. | o/m             | -                                  | -                               | 0                               | +                               | 0   |
| Washington      | m               | 0/-                                | -                               | -                               | 0/+                             | +   |
| Haugatjern      | m/e             | -                                  | -                               | -                               | 0                               | +   |
| Gjersjoen       | m/e             | 0                                  | -                               | -                               | ?                               | +   |
| Gräfenhain Pono | e               | ?                                  | 0                               | 0                               | +                               | +   |
| Round lake      | e               | -                                  | -                               | 0                               | +                               | +   |
| Mosvato         | e               | -                                  | -                               | -                               | ?                               | +   |



Kaiken kaikkiaan nämä edellä kuvatut meso/eutrofisisissa järvissä toteutetut kalaston poistamiset tai vähentämiset osoittavat selvästi top-down -kontrollin olemassaolon, ja sen että kalaston manipuloinnilla voidaan todellakin vaikuttaa ravintoketjuihin.

## 4.2 Oligotrofiset järvet

Oligotrofisisissa järvissä on saatu kalastoa manipuloimalla veden laadun kannalta myönteisiä vaikutuksia planktonyhdyskuntiin, kuten seuraavat esimerkit osoittavat.

Oligotrofiseen Michigan-järveen istutettiin lohikaloja, jolloin harmaasillikanat saatiin pienenemään. Tämän seurauksena suurikokoinen eläinplankton, varsinkin *Daphnia pulicaria*, lisääntyi. Keskikiesän *Daphnia*-huippujen yhteydessä tapahtui selvä Chl-a -pitoisuuden pieneneminen ja veden näkösyvyys lisääntyi (Dorazio et al. 1987).

Michigan-järvestä on saatu myös toisentyypisiä tuloksia. Lehman (1988) havaitsi, että vaikka petovesikirppu *Bythotreps cederstroemii* lisääntyi järvestä ja vähensi kasviplanktonia syövien vesikirppujen määrää, ei sillä ollut vaikutusta Chl-a -pitoisuuksiin. Hän päättelikin tämän perusteella, että tässä syvässä oligotrofisessa järvestä vaikuttivat primaarituotantoon pääasiassa abioottiset tekijät, eli bottom-up -säättely oli määräävänä tekijänä. Michigan-järvestä dominoivat keväällä ja alkukesällä hankajalkaiset (*copepoda*) ja ne aiheuttavat pienemmän laidunnuspaineen kuin vesikirput (*cladocera*), joiden pääasiallinen esiintyminen on heinä-elokuussa. Koska hankajalkaiset ovat pienempiä kuin *Daphnia* ne ovat vähemmän otollisia kalojen predaatiolle. Näin ollen top-down -voima ei juuri vaikuta keväällä ja alkukesällä: ts. biomanipulaatiolla ei saada aikaan toivottavaa vaikutusta (Lehman 1988, Lehman ja Sandgren 1990).

Norjalaisessa oligotrofisessa Mjösa-järvestä ei myöskään havaittu top-down -säättelyn (predaatio) olevan ratkaiseva tekijä järven planktonyhdyskunnille ja ravinnetasolle, vaan tutkijoiden mukaan bottom-up -tekijät ja ilmaston vaikutus olivat tässä oligotrofisessa järvestä predaatiotekijöitä huomattavasti voimakkaampia (Sager ja Richman 1990).

On ilmeistä, että niukkaravinteisessa vedessä, jossa levätuotanto on vähäistä ja koostuu valtaosin pienikokoisesta nanoplanktonista, pienemmät eläinplankterit kuten *Bosmina*-vesikirput pystyvät usein riittävästi säätelemään leväbiomasoja (Kairesalo et al. 1990).

Edellisten järvesimerkkien ja muunkin tietouden perusteella on todennäköistä, että kalaston ja ravintoketjujen manipuloinnilla ei saavuteta merkittäviä

tuloksia oligotrofisissa järvissä. Varsinkaan oligotrofiset suuret järvet eivät juuri reagoi top-down -säätelyyn. Toisaalta oligotrofisissa järvissä ei usein ole tarvettakaan lähteä toteuttamaan biomanipulaatiota sanan alkuperäisessä, Skapiron tarkoittamassa merkityksessä.

### 4.3 Hypertrofiset järvet

Liian rehevässä eli hypertrofisessa järvessä eivät myöskään toimi meso/eutrofisissa järvissä havaitut (ks. 4.1) ilmiöt tai mekanismit. Hypertrofisissa järvissä tuottajilla on saatavilla ravinteita yleensä lähes rajattomasti ja näin ollen tuotanto riippuu hyvin suurelta osin bottom-up -tekijöistä. Top-down -säätelyä taas vaimentaa hypertrofisissa järvissä se seikka, että eläinplanktonin laidunnustehokkuus ja suodatuskyky eivät kasva samassa suhteessa kuin tuotanto, kun vesistön rehevyysaste nousee tarpeeksi korkealle. Seuraavissa kappaleissa on esimerkkejä hypertrofisista järvistä.

Lammens (1988) tutki matalaa (1,5–2 m) ja erittäin rehevää (kok.P >250 ug/l, kok.N >3000 ug/l) hollantilaista Tkjeukemeer-järveä, jossa suurin osa tuotannosta koostui *Oscillatoria agardhii* sinilevästä. Hänen mukaansa tässä järvessä top-down säätely rajoittui ravintoketjun huipulle kalojen ja suuren eläinplanktonin välille, eikä top-down -vaikutus enää toiminut eläinplanktonin ja kasviplanktonin välillä. Päinvastoin, järvessä vallitsi positiivinen korrelaatio *Daphnia hyalinan* koon ja tiheyden ja Chl-a:n välillä.

Lammens (1988) totesikin tutkimustensa perusteella, että hypertrofisessa järvessä tuotantoon vaikuttavat pääasiassa bottom-up mekanismit, eikä biomanipulaatiolla pystytäkään aikaansaamaan planktoniyhdyskunnassa toivottavia vaikutuksia. Bottom-up -säätelyä tässä Tjeukemeer-järvessä osoitti myöskin positiivinen korrelaatio lahnan ja kokonaisfosforin sekä lahnan ja kasviplanktonin esiintymisen välillä (pohjanpölytysvaikutus!). Lammens (1988) kritisoi myös aikaisempia biomanipulaatiotutkimuksia todeten, että top-down -vaikutukset ovat ilmenneet yleensä suljetuissa oloissa ja lyhytaikaisissa tutkimuksissa. Samanlaista kritiikkiä ovat esittäneet muutkin tutkijat, mm. norjalaiset Rognerud ja Kjellberg (1990).

Toisaalta myös hypertrofisissa järvissä on saatu hyviä biomanipulaatiotuloksia, kun kalastoon on vaikutettu tarpeeksi voimakkaasti. Esimerkiksi Norjalaisessa Helgetjern järvessä hävitettiin kalat (särki, ahven, hauki) kokonaan rotenonilla. Sen seurauksena sinileväkukinnot vähenivät ja kasviplanktoniyhdyskunta monipuolistui. Klorofylli-a -pitoisuudet laskivat myös merkittävästi (Faafeng ja Brabrand 1990).

Saksalaisessa hypertrofisesta Haussee-järvessä oli korkeita eläinplanktonbiomassoja keväällä ja syksyllä, kun monet planktivorikalat olivat lopettaneet syöntinsä alhaisen lämpötilan seurauksena (Kasprzak et al. 1988). Kasprzak työtovereineen totesi, että alhainen eläinplanktonin biomassa Haussee-järvessä

johtui voimakkaasta planktivorikalojen predaatiosta. Myös he esittivät kuitenkin, että jos ulkoinen fosforikuormitus on korkea, ei biomanipulaation avulla päästä haluttuihin tuloksiin.

Vain bioottiselta kannalta katsottuna näyttäisi siten siltä, että matalissa kerrostumattomissa järvissä, joissa on voimakas ulkoinen ja/tai sisäinen fosforikuormitus, ei biomanipulaatiolla päästä haluttuihin tuloksiin, koska top-down -säätely ei toimi tehokkaasti. Toisaalta kun tiedetään, että särkikalojen pohjanpölytys ja ulostus voi nousta tärkeäksi kuormitustekijäksi varsinkin hypertrofisissa järvissä, niin kalaston vähentämisellä voisi sittenkin olla vaikutusta järven rehevyytasoon. Voidaanhan särkikalojen poistolla saavuttaa hyötyä myös siten, että kalojen aiheuttaman pohjan pölytyksen poistuessa, vähentyy myös bottom-up -vaikutus. Suoran kuormituksen poistumisen lisäksi tulee kalaston koostumuksen muutos heijastumaan ajan mittaan myös muihin ravintoketjujen osiin.

#### 4.3.1 Esimerkki pitkäaikaisesta biomanipulaatiokokeilusta hypertrofisessa järvessä

Hypertrofiselta (kok.P >200 ug/l) Bauzen-järveltä (533 ha) on havaintoja ja tuloksia yhdeksän vuotta (1977–1985) kestäneestä biomanipulaatioseurannasta (Benndorf 1987, Benndorf et al. 1984, 1988). Järveen istutettiin lähes vuosittain 20000 – 80000 0+ -ikäistä kuhanpoikasta sekä rajoitettiin kuhan ja hauen pyyntiä. Toimien seurauksena särkien biomassassa ensin aleni kolmena ensimmäisenä vuonna hieman alle 500 kpl/ha, mutta sen jälkeen särkien määrät alkoivat uudelleen nousta ja ne saavuttivat yli 1000 kpl/ha tiheyden parina viimeisenä vuotena. Tutkiessaan kalastomuutosten ekosysteemivaikutuksia he havaitsivat, että:

- 1) kasviplanktonia syövän eläinplanktonin kokonaisbiomassassa ei noussut,
- 2) vain *Daphnia galeata* -vesikirpun biomassassa nousi jyrkästi,
- 3) keskimääräinen yksilökoko kasviplanktonia syöville äyriäisplanktereilla kasvoi yli 200 %,
- 4) biomanipulaatio johti suurten petoselkärangattomien lisääntymiseen, joskin jäljelle jääneet planktonsyöjät pystyivät edelleen säätämään niiden tiheyttä,
- 5) veden näkösyvyys kasvoi,
- 6) ravinnoksi kelpaamattomat levät tulivat dominoiviksi kesällä ja kasviplanktonin keski- ja maksimibiomassat olivat vuodesta riippuen joko samoja, matalampia tai korkeampia kuin ennen biomanipulaatiota,
- 7) *Microcystis*-kukintojen todennäköisyys kasvoi *Daphnian* laidunnuksen kohdistuessa kasviplanktoniin ja
- 8) kokonaisfosforipitoisuus nousi keskimäärin n. 150 %.

Yhteenvetona Benndorf et al. (1988) toteavat tutkimuksistaan: "tehokas rehevöitymisen estäminen tällaisissa (hypertrofisissa) vesissä näyttää olevan mahdollista vain yhdistämällä ravintoketjumanipulaatio muihin kontrolliväli-

neisiin (ts. ulkoisen fosforikuormituksen vähentäminen ja kerrostuneisuuden poisto)."

## 5 KALOJEN, ELÄINPLANKTONIN JA KASVIPLANKTONIN VUOROVAIKUTUS

Kun biomanipulaatiokalastuksessa pyydetään kaloja joko ravinnoksi tai muuhun käyttöön, osa ravinteista poistuu suoraan kalojen mukana. Samalla pienenee myös pohjan pölytysvaikutus. Nämä ovat biomanipulaatiokalastuksen suoria tai välittömiä ravinnevaikutuksia. Kalastuksen ravinnevaikutus voi olla myös välillinen ja perustua kalojen, eläinplanktonin ja kasviplanktonin keskimääräisiin vuorovaikutussuhteisiin. Kun kalastusta suunnataan erityisesti planktonia syöviin kaloihin, saadaan eläinplanktoneliöstön koostumus ja rakenne ratkaisevasti muuttumaan. Tämä johtaa edelleen kasviplanktonin kokorakenteen muutoksiin ja vaikuttaa sitä kautta epilimneettisen kokonaisfosforin pitoisuuksiin muuttamalla mm. sedimentaationopeuksia (esim. Mazumder et al. 1989). Siten ravinteita poistuu vesimassasta kalastuksen seurauksena myös toista vaikutustietä.

### 5.1 Planktoneliöstön "rakennemuutos"

#### 5.1.1 Suurikokoisen eläinplanktonin väheneminen

Runsas planktonsyöjäkalojen, tai joskus myös selkärangattomien petoplanktereiden (esim. *Chaoborus*, *Mysis*) määrä vähentää kasviplanktereita laiduntavan suurikokoisen eläinplanktonin määrää, jolloin pienikokoinen eläinplankton yleistyy. Pienikokoinen eläinplankton ei pysty laiduntamaan suurikokoista kasviplanktonia riittävästi. Pienikokoisten eläinplankterien lisääntyessä myös kasviplanktereiden ravinteiden saatavuus paranee.

Pienikokoisen eläinplanktonin vaikutus liuenneiden ravinteiden saatavuuteen ja kiertoon epilimnionissa on paljon suurempi kuin suurikokoisen eläinplanktonin, koska pienten eläinplanktereiden regeneraatio- ja metabolianopeus on suhteellisesti paljon suurempi (esim. Nakashima ja Legget 1980, Lindqvist et al. 1988). Pienikokoiset eläinplankterit ovatkin tärkeitä ravinteiden "muokkajia" ja näin ollen ne vaikuttavat myös kasviplanktonille tarjolla olevan ravinnon määrään.

Planktonsyöjäkalat voivat näin ollen lisätä fosforin kiertonopeutta muuttamalla eläinplanktonin rakennetta kohti pienikokoisia eläinplanktereita. Tästä on tehty lukuisia havaintoja eri puolilla maailmaa, myös Suomessa. Esimerkiksi Säkylän Pyhäjärvellä vahva muikun poikaskanta vähentää kasviplanktonia syövää eläinplanktonia ja lisää siten kasviplanktonin määrää. Samalla eläinplanktonin keskikoko pienenee, mikä nopeuttaa ravinteiden eritystä (Sarvala & Jumppanen 1988).

Eläinplankterit, samoin kuin bakteerit ja alkueläimet, eivät periaatteessa tuota fosforia epilimnioniin vaan kierrättävät jo olemassaolevaa. Sedimenttiä syövät kalat sen sijaan palauttavat kiertoon ravinteet, jotka muutoin eivät olisi kasviplanktonin käytössä. On kuitenkin muistettava, että muutokset planktonin koostumuksessa ja rakenteessa aiheuttavat pitkällä tähtäimellä muutoksia mm. sedimentaatioissa ja vaikuttavat näin ennen pitkää myös ravinnetasoon.

### 5.1.2 Suurten eläinplanktereiden suosituimmuus

Miksi sitten kalat valikoivat suuria eläinplanktereita ravinnokseen? Tärkeäksi tekijäksi nousee saaliseläinten havaittavuus; läpinäkyvyys antaa planktereille suuren edun predaatiota vältellessä, samoin pienet ravintokohteet kuten rataseläimet, hankajalkaisten naupliustoukat ja varhaiset copepodiittivaiheet ovat vaikeasti planktivorikalojen havaittavissa (Confer & Blades 1975). Tästä seuraa luonnollisesti se, että eläinplanktonin suuret ja pigmentoituneet lajit ovat useimmiten predaation kohteena (esim. Brabrand et al. 1990). Suurimmat ja näkyvimmat plankterit havaitaan paremmin ja ne tulevat syödyiksi ensin.

Syödyksi tuleminen riippuu toisaalta siitä, miten paljon kyseistä kohdetta on saatavilla ympäristössä. Myös kustannus/hyöty –suhde on oleellista kalojen ravinnonvalinnassa. Jos kaloilla on vähän suuria ravintokohteita, kannattaa keskittyä runsaaseen pienikokoiseen planktoniin. Pienikokoinen plankton antaa tällöin paremman hyötysuhteen, kun energiaa ei kulu ravinnon hakemiseen (esim. Confer & Blades 1975).

### 5.1.3 Selkärangattomien petojen vaikutus planktonyhdyskuntiin

Paitsi planktivorikalat, myös selkärangattomat pedot voivat osaltaan vaikuttaa eläinplanktonyhdyskunnan rakenteeseen. Eläinplanktonia syövien kalojen vähentäminen mahdollistaa isojen suodattajaplankterien lukumäärän lisääntymisen, jotka puolestaan pystyvät vähentämään leväbiomassaa. Tämä oletus pätee kuitenkin vain silloin, kun paikalla ei ole muita predaattoreja, jotka voivat myös vaikuttaa suodattajaplankterien lukumäärään alentavasti.

Koska kalat valikoivat ravinnokseen myös suuria eläinplanktonia ravinnokseen käyttäviä selkärangattomia, saattaa kalojen vähentäminen johtaa selkärangattomien petojen lisääntymiseen planktonissa. Tällöin eläinplanktoniin kohdistuva predaatiopaine voi säilyä ennallaan, eikä kalojen vähentämisellä päästä haluttuun vaikutukseen planktonyhdyskunnissa (Brabrand et al. 1986). Biomanipulaation onnistuminen saattaa riippua suuresti predaattorien suhteellisesta tärkeydestä, koska kalat määräävät vain osittain eläinplankterien tiheyden (Lampert 1983, 1988).

Hyvänä esimerkkinä selkärangattomien petojen vaikutuksesta planktoniin on hankajalkaisäyriäinen, *Mysis spp.*, jota on istutettu järviin mm. ravintoeläin-

meksi kaloille. Istutuksilla on samalla aiheutettu kuitenkin suuria muutoksia eläinplanktonissa, ja usein *Daphnia* on vähentynyt tai hävinnyt kokonaan (Edmondson & Abella 1988). Hudsons Bay'llä Englannissa on todettu, että intensiivinen *Mysis*-predaatio vähensi voimakkaasti eläinplanktonin määrää, jolloin kasviplanktonbiomassat kasvoivat voimakkaasti (Timms & Moss 1984).

Filippiiniläisessä järvessä (Lake Lanao) todettiin sulkasääsken toukka, *Chaoborus* spp., suuremmaksi eläinplanktereiden kuolleisuuden aiheuttajaksi kuin kalat (Benndorf et al. 1984). Henrikson et al. (1980) ovat todenneet *Chaoborus*-aiheuttaman predaatiopaineen ruotsalaisessa Lilla Stockelidsvattenissa. Riessen (1990) on havainnut, että *Chaoborus* voi alentaa *Daphnia*-tiheyksiä. Carpenterin (1987) Pohjois-Amerikan järvissä tekemien havaintojen mukaan *Chaoborus*-määrä lisääntyi, kun planktivorikaloiden aiheuttama predaatiopaine oli vähäinen. *Chaoborus*-vaikutusta muuhun eläinplanktoniin tukevat myös Neillin (1990) Gwendoline-järveä koskevat tutkimukset. Niissä todettiin, että *Chaoborus* hävisi lähes tyystin, kun järveen ilmaantui punakurkukulohen poikasia. Samalla *Diaptomus kenai* -hankajalkaiset lisääntyivät, eikä niitä löydetty lohenoikasten ravinnosta juuri ollenkaan.

Toisaalta Benndorf et al. (1984) ovat esittäneet, ettei *Chaoborus* kuitenkaan pysty aiheuttamaan niin suurta predaatiopainetta kuin pienet planktonia syövät kalat. He totesivat myös planktonäyriäisten keskimääräisen yksilöpainon nousevan loppukesällä *Chaoborus*-esiintymisestä huolimatta. Tämä johtui siitä, että *Chaoborus* syö pientä ja keskisuurta planktonia eikä pysty suurimpaan. Kalat, kuten jo aikaisemmin on todettu, sen sijaan valikoivat erikokoisista planktivoreista suurimmat. Myös Kasprzak et al. (1988) ovat todenneet, että *Chaoborus* ja hankajalkaispedot syövät pientä ja keskikokoista ravintoa ja ne pikemminkin edistävät haluttua vaikutusta biomanipulaatiossa.

Sen sijaan *Leptodora* - ja *Neomysis* -petojen runsas esiintyminen voi vaikuttaa herbivoriplankterien määrään, koska näillä pedoilla ei ole mieltymystä pieneen ravintoon (Kasprzak 1988). Hyvänä esimerkkinä on Washington-järvi Yhdysvalloissa, jossa *Daphnia*-vesikirppujen määrä saatiin nousemaan, kun niiden vihollisen *Neomysis*-kanta vähennettiin parantamalla sitä syövien kalojen, pitkäeväkuoreiden (*Spirinchus thaleichthyes*), elinolosuhteita (Edmondson & Abella 1988).

Kalojen ja selkärangattomien predaattorien vuorovaikutussuhteiden huomioon ottaminen voi joissakin tapauksissa olla aiheellista. Pienten kalojen eliminointi esimerkiksi petokaloja istuttamalla voi johtaa siihen, että selkärangattomien petojen predaatio astuu kuvaan mukaan entistä voimakkaampana ja kalapredaatiota korvaavana, eikä toimenpiteillä saadakaan aikaan niin suurta vaikutusta kuin toivottiin.



#### 5.1.4 Pienet eläinplankterit – pienikokoinen ravinto

Eläinplanktonin koostumus ja erityisesti kokorakenne vaikuttavat siis ratkaisevasti kasviplanktonin määrään ja laatuun ja sitä kautta veden laatuun. Talvella vedessä saattaa olla runsaasti rataseläimiä (rotatoria), koska niille löytyy tyhjä ekolokero eikä kilpailua esiinny. Ne eivät kuitenkaan pysty pienikokoisina syömään suurta kasviplanktonia (mm. Benndorf et al. 1984). Useimmat eläinplankterithan ovat holozoeja eli nielevät ravintokohteensa kokonaisuena.

Äyriäisplankton käyttää ravintonaan mm. *Peridinium* ja *Cryptomonas* –kasviplanktereita, joita on saatavissa yleisesti myös talvella (Benndorf et al. 1984, 1987). Talviseen äyriäisplanktonin puuttumiseen ei näin ollen vaikuta välttämättä ravinnon puute, vaan se voi johtua muista syistä, esimerkiksi rikkivedyn ( $H_2S$ ) esiintymisestä syksyllä vedessä (syksyn täyskierto saa sen liikkeelle). Rikkivedyn on todettu hävittävän tehokkaasti äyriäisplanktereita (Benndorf et al. 1984).

Keväällä ja alkukesällä, ennen kuin kalojen uusi vuosiluokka aloittaa laidunnuksen, on predaatiopaine alhainen ja eläinplanktonpopulaatio lisääntyy eksponentiaalisesti. Alhaisen predaatiopaineen lisäksi planktereilla on myös ravintoa riittävästi. Pelkkä eläinplanktonin biomassa ei kuitenkaan ole ratkaisevaa; eläinplanktonbiomassan huippu ei vaikuta välttämättä kasviplanktonin kokonaisbiomassaa vähentävästi. Saksassa on todettu, että kasviplanktonin kokonaisbiomassa pysyy usein samana vaikka eläinplankton lisääntyy ja alle 35  $\mu m$  kokoluokan kasviplankton häviää sekä veden näkösyvyys lisääntyy (Lampert 1988). Herbivorieläinplankterien ravinto koostuu yleensä alle 40  $\mu m$  kokoisista partikkeleista (Benndorf et al. 1984). Mitä pienempiä herbivoriplankterit ovat, sitä pienempiä kasviplanktereita ne pystyvät käyttämään hyväkseen.

Suurten eläinplankterien puuttuessa pienikokoisen eläinplanktonin laidunnus kohdistuu pieneen kasviplanktoniin ja suuremmat levätyypit hyötyvät laidunnuksesta; suuret, hyytelömäiset ja kuorelliset tai muutoin suojatut kasviplanktonilajit jäävät usein kokonaan syömättä. Kun pienikokoiseen kasviplanktoniin kohdistuu kuitenkin edelleen entisen suuruinen pienten herbivorien aiheuttama laidunnuspaine, vähenee pienikokoinen kasviplankton edelleen ja mahdollisuudet sinilevien kasvuun lisääntyvät entisestään kilpailun vähentyessä (mm. Benndorf et al. 1984, 1987). Kasviplanktonyhdyksunta voi myös ryhtyä tuottamaan suuria ravinnoksi soveltumattomia muotoja pienten eläinplankterien keskittyessä syömään pieniä leviä (Kasprzak et al. 1988).



## 5.2 *Daphnia*in kyky kontrolloida leväbiomassoja

Suuret planktoneläimet voivat ottaa suurikokoista ravintoa ja pitää näin levien kasvun kurissa. Vesikirpuista mm. *Daphnia magnan* on todettu voivan kontrolloida rihmamaisten sinilevien populaatioiden kasvua eutrofisissa järvissä (esim. Davidowicz et al. 1988, Edmondson ja Abella 1988). Edmondson ja Abella (1988) ovat havainneet Washington-järven tutkimuksissaan, että *Daphnia* lisää veden kirkkautta syömällä leviä. He totesivatkin, että *Daphnia* on hyödyllinen "työkalu" rehevissä järvissä.

Erääksi biomanipulaation päämääräksi onkin yleisesti esitetty *Daphnia*-vesikirppujen kasvun lisäämistä. Suurikokoinen *Daphnia* pystyy nimittäin kuluttamaan rehevänkin kasviplanktonbiomassan ja -tuotannon; 50–100 *Daphnia*-vesikirppua pystyy suodattamaan vuorokaudessa litran vettä ja hyödyntämään suuren kasviplanktontuotoksen, 300–500 mg C/m<sup>3</sup>/vrk (Kairesalo et al. 1990). Liian suuria leviä, kuten esim. *Aphanizomenon*, ei *Daphnia*akaan kuitenkaan kykene ottamaan ravinnoksi (mm. Edmondson & Abella 1988). On myös havaittu, että sinilevät, esimerkiksi *Aphanizomenon flos-aquae* tai *Microcystis*, ovat huonoa, joskus jopa myrkyllistä ravintoa *Daphnioille* tai yleensäkin vesikirpuille. Rataseläimet sitävästoin kestävät paremmin myrkyllisiä leväkan-toja (Gilbert ja Durand 1990).

Eläinplanktonin laidunnustehokkuuden on todettu vähenevän, kun veden ravinnepitoisuus, tuotanto ja rihmamaisten levien pitoisuus ylittävät "sopivat" rajat (McQueen et al. 1989, 1990). Kun sinilevien luonnollinen yhdyskunta lähestyy pitoisuutta, joka vastaa n. 150 µg Chl-a/l *Daphnia*in lisääntyminen vähenee ja sen populaatio voi kadota ympäristöstä muutamassa päivässä (Davidowicz et al. 1988). Tätä on myös esitetty rajaksi, jossa *Daphnia magna* voi vielä selviytyä ja kasvattaa populaatiotiheyttä.

*Oscillatoria* samoin kuin *Anabaena* ja muut rihmamaiset levät estävät runsaana pitoisuuksina *Daphnia*-vesikirppujen kasvua, koska niiden suodatuskyky heikkenee (esim. Edmondson ja Abella 1988, Lammens 1988, Gilbert ja Durand 1990, Gliwicz 1990). Suuret suodattajaplinkterit kärsivät lisäksi pieniä enemmän. *Oscillatoria* voi lisäksi vaikuttaa myös *Daphnia*in lisääntymiskykyä alentavasti (Gliwicz 1990). *Oscillatoria* suosii jätevesiä, joten jätevesiä vähentämällä voidaan suoraan vaikuttaa *Oscillatoria*-levien määrään. Ulkoisen kuormituksen vähentäminen on tässäkin mielessä perusteltua, jotta biomanipulaatiolla olisi edellytyksiä onnistua ja ravintoketjuihin pystyttäisiin vaikuttamaan.

### 5.3 Eläinplanktonin suojautuminen predaatiolta

Eläinplankterit voivat suojautua predaatiolta mm. vertikaalimigraation avulla. Esimerkiksi sulkasääsken toukka, jotkut vesikirput ja hankajalkaiset nousevat yöksi pintaan mutta painuvat päiväksi siihen syvyyteen, jossa valon voima ei ole niille enää liian kirkas. Osaltaan näiden planktereiden hämärähakuisuus suojaa niitä kalojen predaatiolta.

Järven kerrostuneisuus luo suurikokoiselle eläinplanktonille pakopaikkoja, jonne ne voivat paeta predaatiota (esim. Tessier 1990, Wright ja Shapiro 1990). Pahoin rehevöityneet järvet tarjoavat kuitenkin eläinplanktereille huonot olosuhteet vältellä predaatioita, koska vesi saattaa olla suurelta osin hapetonta heti epilimnionin alapuolella. Planktonia syöviä kaloja saattaa olla valtavat määrät epilimnionissa. Plankterit eivät kuitenkaan voi paeta niitä alaspäin hapettomuuteen. Tällöin ne ikäänkuin jäävät "tarjottimelle" kalojen syötäväksi.

On havaittu, että *Daphnia pulicaria* viettää rajoitettuja aikoja päällysvedessä kun kalojen aiheuttama predaatiopaine on suuri. Kun predaatiopainetta ei ole, *D. pulicarialla* ei ole vertikaalivaellusta (Dorazio et al. 1987). Dorazio ja kumppaneiden (1987) havaintojen mukaan eläinplanktonilla oli lisäksi päällysvedessä esiintyessään selvä vaikutus: kasviplanktonin kasvu rajoittui, mikä ilmeni klorofylli-a:n vähenemisenä ja näkösyvyyden lisääntymisenä. Kalojen aiheuttaman predaation taas kasvaessa eläinplankterit painuivat syvemmälle, eivätkä ne pystyneet pitämään kasviplanktontuotantoa kurissa.

Toisaalta myös predaattorit voivat liikkua planktereita seuraten. Esimerkiksi eläinplanktonia syövät sulkasääsken toukat, *Chaoborus spp.*, voivat liikkua planktonin mukana: yöllä ne nousevat kohti pintaa ja päivällä painuvat pohjaan (Neill 1990). Luonnollisesti myös kaloilla on todettu samanlaista planktonin mukana liikkumista.

## 6 KALOJEN SUORAT VAIKUTUKSET RAVINNEPITOISUUKSIIN - "LANNOITUS"

Pohjalla ruokailevat kalat voivat aiheuttaa toiminnoillaan suoraa fosforikuormitusta ja ylläpitää tai jopa lisätä veden rehevyyttä ja esim. veden klorofyllipitoisuuksia. Esimerkiksi Hollannin hypertrofisessa Tjeukemeer-järvessä on havaittu, että runsaat lahnakannat aiheuttavat kokonaisfosforipitoisuuksien nousua ja kasviplanktonin biomassan kasvua (Lammens 1988). Useissa yhteyksissä on myös todettu, että jo vähäinenkin särkien määrä voi kohottaa veden Chl-a pitoisuuksia (esim. Andersson 1979, Brabrand et al. 1990).

Huonon ravintotilanteen vallitessa särjet joutuvat etsimään ravintonsa pohjasedimentin seasta ja samalla ne syövät huomattavia määriä sedimenttiä. Brabrand et al. (1984, 1990) totesivat, että rehevässä (meso-eutrofinen)

norjalaisessa Gjersjöen-järvessä suurin osa aikuisten särkien ravinnosta koostui sedimentistä. Särjet tekivät lisäksi vaelluksia litoraalin ja pelagiaalin välillä: ne ruokailivat yöllä parvissa litoraalissa ja hajaantuivat päivällä ulapalle ja vapauttivat samalla ravinteita tuottajien käyttöön.

Kalojen aiheuttamaa ravinnelisäystä veteen ei toisaalta ole pidetty merkittävänä tekijänä. Esimerkiksi Nakashima ja Legget (1980) ovat esittäneet, ettei kalojen fosforierityksellä ole merkitystä sestonissa. Heidän tutkimansa kalalajit, kelta-ahven ja hauki, ovat kuitenkin ravinnonkäytöltään täysin erilaisia kuin esim. särki, joten tutkimustulokset eivät sovellu suoraan särjille. Lisäksi kyseiset kalalajit eivät ole rehevöitymisen aiheuttajia vaan toimivat pikemminkin ravintoketjun huipulla.

## 6.1 Särkikalojen ulostus- ja pohjan pölytyskuormituksen suuruus

Lappalainen (1990) on tehnyt laskelmia särkien aiheuttaman pohjan pölytyskuormituksen suuruudesta. Laskelmat havainnollistavat, että ainakin särkien aiheuttama suora ravinnekuormitus voi todellakin olla merkittävä tekijä järven ravinnetason säätelijänä.

Särkien mahan sisällöstä voi kesällä huonon ravintotilanteen aikana olla 60 – 70 % pohjasedimenttiä (Brabrand & al. 1984). Täysikasvuisten särkien on havaittu ulostavan päivittäin kesälämpötiloissa noin 10 % ruumiinpainostaan (Hofer et al. 1982). Jos särkien määräksi oletetaan esimerkiksi 300 kg/ha, niin ulosteen määräksi saadaan tällöin 30 kg/ha vuorokaudessa. Käytettäessä tyypillistä pohjasedimentin märkälietteen fosforipitoisuutta 0,6 mgP/g, saadaan särkien ulosteista aiheutuvaksi kuormitukseksi 1,8 mg P/m<sup>2</sup> vuorokaudessa.

Osa ulosteesta laskeutuu tietenkin takaisin pohjalle, mutta toisaalta mukaan tulee pohjan pölytyksestä aiheutuva kuormitus. Jos uloste- ja pölytysvaikutuksesta veteen jääväksi oletetaan edellä mainitulla 300 kg:n särkimäärällä 1,5 mgP/m<sup>2</sup> vuorokaudessa, niin kesäaikaiseksi yhden särkikilon vuorokaudessa aiheuttamaksi fosforikuormitukseksi saadaan 0,05 g.

Laskelmasta voidaan yleistää, että 80 kg särkiä aiheuttaa 4 g:n fosforikuormituksen vuorokaudessa eli saman kuin yksi ihminen. Särkien aiheuttama fosforikuormitus voi näin ollen olla varsin suuri, sillä Suomen järvien keskimääräinen ulkoinen fosforikuormitus on 0,5 mgP/m<sup>2</sup> vuorokaudessa. Vaikutus korostuu, kun muistetaan, että särkien aiheuttama kuormitus 1,5 mgP/m<sup>2</sup> vuorokaudessa vastaa matalahkossa järvessä kesäisin noin 20–50 mg/m<sup>2</sup> fosforipitoisuuden lisäystä.

Edellä mainitut laskelmat edustanevat melko hyvin liian rehevän ja särkivaltaisen järven tilannetta, sillä keväällä 1991 Kuopion Sammakkolammesta paunetilla saatu särki- ja ruutanasaalis oli n. 450 kg/ha (kalastusmestari Esko Pekkarinen, suullinen tiedonanto) ja särkisaalis Siilinjärven Ahmonlammessa 144 kg/ha (ymp.suoj.siht. Arja Rönkkö, suullinen tiedonanto). Brabrand et al. (1984, 1990) saivat Lappalaisen laskelmiin verrattuna kaksinkertaiset kalojen aiheuttamat fosforikuormitukset.

## 6.2 Kalansaaliin mukana poistuvat ravinteet

Lappalainen (1990) on arvioinut myös kalastuksen kautta poistuvan fosforin määrää. Kun kalojen (karppi) fosforipitoisuus on n. 0,5 % märkäpainosta (Bull et al. 1976), poistuu vuotuisen kalansaaliin mukana fosforia yhden kalakilon osalta 5 g vuodessa, mikä tekee 0,014 g/kg vuorokaudessa. Kun huomioon otetaan vielä kalastettujen särkien mukana poistuva pölytysvaikutus 0,05 gP/kg/d, niin yhden särkikilon mukana poistuu fosforia todellisuudessa 0,064 g/d.

Yhteenvetona voidaan sanoa, että 6 kg särkisaalis vastaisi fosforikuormituksen kompensationsa yhden ihmisen puhdistettuja jätevesiä ja 60 kg saalis yhden ihmisen puhdistamattomia jätevesiä. Lisäksi roskakalojen vähentämisellä olisi positiivinen eläinplanktonia lisäävä ja kasviplanktonia vähentävä vaikutus.

## 7 SÄRKIEN EKOLOGIAA JA NIIDEN VAIKUTUS PLANKTONYHDYSKUNTIIN

### 7.1 Kutu ja mädin kehitys

Särjet nousevat kutemaan touko–kesäkuussa matalille ruohikkorannoille. Kutu tapahtuu veden lämpötilan ollessa n. 11–17°C. Keskikokoisessa naaraassa on n. 20000 – 30000 mätimunaa. Mäti on takertuvaa ja se tarttuu kasveihin ja pohjalla oleviin juurakoihin, minkä ansiosta se kehittyy pohjan yläpuolella. Tässä piileekin yksi särjen menestymisen salaisuuksista verrattuna pohjaan kuteviin kaloihin. Monissa rehevissä ja särjen suosimissa vesissä vallitsee yöllä, jolloin kasvien yhteyttämistoiminta on seisahduksissa, pohjalla hapeton tila ja siellä oleva mäti tuhoutuu nopeasti.

Särki on pitkäikäinen, se kutee vuosittain ja sen mätimunat ovat pieniä, joten sen lisääntyminen on tehokasta. Kuusamon Kiutajärvellä on laskettu särkipopulaation (69 kpl/ha) mätimunien määräksi n. 835 000 kpl/ha. Säilyvyys munista sukukypsiksi on luokkaa 0,009 % (Lind 1979, 1990). Näillä perusteilla pienenkin särkipopulaation lisääntyminen voi olla erittäin tehokasta.

Mätimunilla on nopea kehitys, sillä poikaset kuoriutuvat 10–12 päivässä. Osaltaan munien nopea kehitys johtuu siitä, että särki kutee viimeisimpänä keväällä: vesi on lämmintä ja mäti ei peity sedimenttiin (Lind 1979).

## 7.2 Kasvu ja ravinto

Särjen poikaset kasvavat hitaasti. Puolen vuoden ikäisinä ne ovat vasta 4–6 cm:n pituisia. Tosin kasvu vaihtelee suuresti järvestä riippuen. Koli (1980) on ilmoittanut särjen pituudeksi vuoden vanhana 5–7 cm. Tsunikova (1969) on tutkinut särjen pikkupoikasten kasvua Kuubassa. Särjenpoikaset kasvoivat n. kahden kuukauden aikana keskimäärin 14 mm (6,7 mm:stä 20,5 mm:iin), paino lisääntyi 1,5 mg:sta 198 mg:aan. Poikasten prosentuaalinen painonlisäys oli suurinta toukokuussa ja se oli suorassa suhteessa saatavilla olevaan ravintoon.

Englannissa särjen paras kasvukausi on touko–syyskuussa. Thames–joen särkien kasvusta 80 % tapahtui kesä– ja lokakuun välisenä aikana. Hull–joella oli 0–vuotiaiden kasvu suurinta kolmen tai neljän ensimmäisen elinkuukauden aikana (Broughton & Jones 1978). Ensimmäisen vuoden kasvun on esitetty olevan tehokkainta n. 15°C:een lämpötilassa ja poikasten päivittäinen painonlisäys voi olla 13–20 % hyvinä vuosina ja 5–9 % huonoina vuosina (Broughton & Jones 1978).

Poikaset syövät planktonia noin 6–7 cm:n kokoon asti, mutta planktonilla on merkitystä vielä yli kymmensenttisillekin kaloille (mm. Koli 1980). Koon kasvaessa pohjaeläinten kuten hyönteistoukkien, noin sentin pituisten äyriäisten ja nilviäisten osuus lisääntyy. Ravinnon laatu määräytyy kuitenkin paljolti ympäristön ja ravintovarojen mukaan. Joissakin kirkasvetisissä järvissä särjen on todettu elävän planktisesti koko ikänsä planktonia syöden (Koli 1980). Cryer et al. (1986) havaitsivat myös, että vanhemmatkin särjet voivat syödä merkittävässä määrin eläinplanktonia, mutta 0+ –ikäryhmän vaikutus eläinplanktoniin on kuitenkin suurin.

Tsunikovan (1969) mukaan särjen ravinnossa on eläinplanktonilla merkittävä osuus iästä riippumatta; ravinto koostuu nuorilla särjillä varhaisimmassa kehitysvaiheessa rataseläimistä, myöhemmin ravintona ovat pääasiassa vesikirput ja hankajalkaiset. Etenkin rehevissä järvissä, joissa ei ole enää sopivaa rantakasvillisuutta, myös vanhemmat särjet syövät pääasiassa planktonia. Saksalaisessa Haussee–järvessä, jossa särki ja lahna ovat tärkeitä planktonin-syöjiä, oli särjellä eläinplanktonin pääravintona 18 cm:n kokoon asti ja lahnalla n. 24 cm:n kokoon asti (Kasprzak et al. 1988).

Myös allaskokeissa on todettu, että poikasten lisäksi myös vanhemmat (2+ –vuotiaat) särjet alentavat *Daphnia*–vesikirppujen populaatiotiheyksiä, kun ne asustavat samassa vertikaalikerroksessa niiden kanssa (Brabrand et al. 1986).

Särjen poikaset voivat siis aiheuttaa ankaran predaatiopaineen eläinplanktoniin, varsinkin kun särjenpoikasten suurin ravinnontarve ja tehokkain kasvu sattuvat usein yhteen eläinplanktonin maksimin kanssa; poikasten ja ravinnoksi käytettävän eläinplanktonin optimi–elinolosuhteet ovat hyvin samankaltaiset. Poikaset pystyvät lisäksi jo varhaisessa vaiheessa valikoimaan ravintoaan. On todettu, että särjenpoikanen pystyy ottamaan ravinnokseen huomattavasti helpommin vesikirppuja kuin hankajalkaisia (Brabrand et al. 1986 cit. Winfield et al. 1983), joten vesikirppuihin kohdistuva predaatiopaine voi muodostua kesäaikaan erityisen voimakkaaksi.

Rataseläinten määrään kalojen predaatiolla ei sen sijaan ole havaittu olevan suurta vaikutusta. Timmsin ja Mossin (1984) tutkimalla Hudsons Bay:llä löytyi predaation seurauksena runsaasti rataseläin/hankajalkais –yhdyskuntia, mutta ei juuri vesikirppuja.

Vesikirppujen määrässä on havaittu suuria särjenpoikasten predaation aiheuttamia muutoksia. Nuorten kalojen aloittaessa syönnin tapahtuu vesikirppujen määrässä jyrkkä pudotus (esim. Townsend 1988, Townsend et al. 1989). Hudsons Bay'llä tehtyjen havaintojen mukaan vuosina, jolloin särjenpoikasten määrä on epätavallisen runsas, häviävät vesikirput lähes kokonaan. Tällaisina vuosina vesikirput keskittyvät altaiden reuna–alueille, jossa ne ovat parhaiten suojassa särjenpoikasten predaatiolta (Timms ja Moss 1984). Norjalaisissa järvissä vesikirppuihin kohdistuva predaatiopaine kasvoi etenkin heinäkuun alussa, jolloin 0+ –vuotiaat särjet siirtyivät käyttämään vesikirppuja ravintonaan (Brabrand et al. 1986).

### 7.3 Kuolleisuus

Särjillä on havaittu korkeita kuolleisuuksia. Etelä–Englannin rehevissä järvissä kuoli särjistä vuosittain keskimäärin 77,7 % (Wyatt 1988). Eloonsääminen oli suurinta silloin, kun kasvu oli "normaalia", nopea tai hidas kasvu (ravinnon puute) lisäsi kuolleisuutta. Vain muutamat särjet elivät vanhemmiksi kuin 4–vuotiaiksi, ja kutupopulaatio koostui pääosin 2–vuotiaista, osin 3–vuotiaista särjistä (Wyatt 1988).

Poikasten kuolleisuus liittyy osin myös veden lämpötilaan. Särjen poikaset selviytyvät parhaiten lämpimässä vedessä, jos ravintoa on saatavissa tarpeeksi. Kylmässä vedessä (alle 10°C) on pienillä poikasilla vaikeuksia uimarakkonsa täytössä, liikkuminen on hidasta eivätkä ne kykene ottamaan ravintoa tarpeeksi (Cerny 1975). Liian lämmin vesikään ei toisaalta ole hyväksi särjenpoikasille, jos ne eivät saa ravintoa heti kuoriutumisen jälkeen. Kriittiseksi vaiheeksi on esitetty 1–2 vrk kuoriutumisesta: ellei poikanen tässä ajassa saa ravintoa, se kuolee. Särkien kuolleisuus voi tällöin nousta jopa 100 % :iin (Cerny 1975). Särkien poikaskuolleisuus näyttää siis olevan suorassa suhteessa saatavilla olevaan eläinplanktonravintoon. Etenkin pikkupoikaset joko menestyvät hyvin



tai sitten yksinkertaisesti kuolevat massoittain riippuen ravinnoksi sopivan eläinplanktonin määrästä.

## 7.4 Rehevöityneen järven populaatiosykli

Särkien voimakasta vaikutusta planktonyhteisöön vahvistavat osaltaan särkikannoissa havaitut selvät syklit. Rehevöityneen järven särjillä on vuosiluokkien välinen vaihtelu normaalia suurempaa (mm. Wyatt 1988). Townsend (1988) on havainnut Etelä-Englannin rehevien järvien särkikannoissa selvän kahden vuoden syklin ja hän on selvittänyt ilmiötä seuraavasti:

"Runsaina" vuosina kun särjen kutu on onnistunut hyvin ja poikasia on paljon, ovat särjenpoikaset syöneet vesikirput lähes loppuun jo elokuussa. Ravinnon vähyyden ja loppumisen vuoksi särjet "voivat huonosti" koko kasvukauden (kesä-lokakuu) ajan. Rehevöitymisen aiheuttaman pohjaravinnon puutteen vuoksi myös vanhemmat särjet käyttävät ravintonaan runsaasti vesikirppuja. Ravintokilpailun ollessa kovaa kalojen kasvu heikkenee ja kuolleisuus kasvaa, ja mätimunien tuotanto on seuraavan vuoden keväällä huonompaa. Tämän seurauksena populaatio on seuraavana kesänä harva.

Koska särjenpoikasia on seuraavana vuonna huomattavasti vähemmän, riittää särjille vesikirppuja paremmin ravinnoksi kasvukaudella ja kaikki särjet, sekä nuoret että vanhat, ovat paremmassa kunnossa. Kolmantena vuonna aikuiset särjet tuottavat hyväkuntoisina jälleen "hyvän sadon". Tällaisen syklin mekanismi edellyttää tietysti, että vanhemmat ikäluokat tosiaan kilpailevat samasta ravinnosta poikasten kanssa.

Edellä Townsendin kuvaama mekanismi ei tietysti kaikissa tapauksissa voi yksin selittää särkikantojen syklisyyttä, mutta oma merkityksensä sillä varmaan on särkien ravintotilanteeseen ja kannanvaihteluihin. Muitakin selityksiä kannanvaihteluille tosin löytyy. Esimerkiksi heikko ravintotilanne voi aiheuttaa särkien keskuudessa kannibalismia eli oman lajin mätimunien runsasta syöntiä, mikä osaltaan voi pienentää seuraavaa ikäluokkaa.

## 7.5 Särkikaloiden kilpailuetu rehevissä järvissä

Särki menestyy hyvin rehevissä vesissä ja kilpailukykyisenä lajina helposti myös syrjäyttää muut arvokkaammat kalalajit, jolloin myös järven kalataloudellinen ja virkistysellinen arvo vähenee. Miksi särkikalat sitten menestyvät muita kaloja paremmin rehevissä vesissä? Yksi menestymisen syy tuli esille jo särjen kudun yhteydessä (luku 7.1): särjen kutuaika ja -tavat yksinkertaisesti soveltuvat paremmin reheviin vesiin.

Särkikalat ovat usein kaikkiruokaisia. Eräissä puolalaisissa tutkimuksissa särkien, sorvien ja säyneiden on havaittu käyttävän ravintonaan runsaasti littoraalin kasveja ja kasviplanktonia (esim. Prejs 1984). Suomessa ei kuiten-



kaan ole juuri havaintoja särkikalojen varsinaisesta "kasvissyönnistä". Suomen olosuhteissa suhteellisen viileissä lämpötiloissa ei särki ilmeisesti pysty käyttämään hyväksi kasviravintoa. Prejsin (1984) tutkimuksissa särkien mahasta löytyi erityisiä sellulolyyttisiä bakteereja, jotka toimivat vain varsin lämpimissä olosuhteissa. Suomen olosuhteissa näiden bakteerien toimintakyky ilmeisesti on alhaisten lämpötilojen vuoksi huonoa tai olematonta.

Huolimatta siitä, että särjet voivat laiduntaa tehokkaasti vesikasveja, niillä on rajoitettu kyky käyttää tai muuttaa kasvimateriaalia eläinkudokseksi, ja kalat ulostavat vain osaksi hajonnutta materiaalia. Kasviravintoa käyttäessään kalat useimmiten siirtävätkin vain ylimääräisiä ravinteita systeemiin kiertoon (Prejs 1984).

Särkien ravinnonotto on muita kaloja tehokkaampaa eutrofisissa olosuhteissa. Särki syökin tehokkaammin eläinplanktonia kuin esimerkiksi ahven. Varsinkin poikasvaiheessa särki pystyy syömään pienempikokoista ravintoa kuin ahven. Lisäksi särjen poikaset syövät eläinplanktonia myös yöllä, jolloin on hämärää. Ahvenenpoikaset eivät sen sijaan tähän pysty, sillä niillä ei ole silmän retinas-  
sa guaniinia kuten särjellä (Diehl 1988).

Runsastuottoisissa vesissä, joissa on paljon särkiä, jää ahvenille vähemmän eläinplanktonravintoa. Jatkuva kilpailu eläinplanktonista särkien kanssa voimistaa nuorten ahventen siirtymistä jo varhain litoraalin pohjaeläinravintoon, mikä aiheuttaa myös lajinsisäistä kilpailua ahvenilla; aikuiset ahvenet ovat pitkälti pohjaeläinravinnon varassa (Diehl 1988, Persson ja Greenberg 1990).

Voimakas eutrofioituminen johtaa uposlehtisten kasvien katoon ja edelleen myös ahvenelle tärkeiden pohjaeläinten vähenemiseen. Uposlehtinen kasvillisuus myös suojaa kaloja pedoilta ja antaa kaloille hyviä lisääntymisalueita. Särki ja lahna eivät kuitenkaan erityisemmin kärsi tästä tilanteesta. Särjet ja lahnat pikemminkin viihtyvät hyvin järven kasvittomissa osissa.

Erittäin tuottavissa vesissä, joista puuttuu vedenalainen litoraalityöhykkeen kasvillisuus, on ahven selvästi lahnaa huonompi kilpailija pohjalla elävien makroinvertebraattien suhteen ja sekä särkeä että lahnaa huonompi kilpailija planktonäyriäisten suhteen. Ei siis ihme, että ahven joutuu väistymään särki-  
kalojen tieltä.

## 8 BIOMANIPULAATION KÄYTÄNNÖN MAHDOLLISUUDET

Biomanipulaatikoikeiluista on saatu rohkaisevia ja hyviäkin tuloksia, joten sen menetelmiä kannattaa kehittää edelleen ja sitä kannattaa käyttää yhtenä potentiaalisena järvien hoito- ja kunnostusmuotona.

Biomanipulaatiota voidaan käytännössä toteuttaa kolmen periaatteen pohjalta:

- 1) Vinoutunut kalakanta poistetaan kokonaan tai lähes kokonaan järvestä ja tilalle istutetaan uusi kalakanta.
- 2) Kalastoa harvennetaan ja kalakantaa parannetaan tehokalastuksella sekä ohjaamalla pyyntiä roskakalakantoihin.
- 3) Järveen istutetaan petokaloja pitämään roskakalakannat kurissa.

### 8.1 Kalaston poisto

Kalakantojen tuhoaminen tai vähentäminen onnistuu periaatteessa pienissä suljetuissa järvissä helposti myrkyttämällä kalat esim. rotenonilla. Rotenonmyrkytyksiä on käytetty biomanipulaatikoikeiluissa hyvällä menestyksellä ainakin Norjassa ja Ruotsissa. Rotenonmyrkytykset vaativat kuitenkin aina maa- ja metsätalousministeriön erikoisluvan ja ne ovat kalliita toteuttaa. Myrkytykset kohdistuvat tietysti kaikkiin kalalajeihin tasapuolisesti, joten myrkytyksen jälkeen on järveen istutettava uusi kalasto. Rotenonmyrkytysten ja niitä seuraavien kalaistutusten etuna on nopeus: kalasto ja ravintoketjut saadaan kerralla kuntoon.

Myös muut organismit kuin kalat ovat tietysti herkkiä rotenonkäsittelyille. Vaikutus tuntuu voimakkaimmin äyriäisplanktoniin, rataseläimet eivät kärsi niin paljon. Äyriäisplanktonpopulaatiotkin selviävät kuitenkin myrkytyksistä hyvin, koska niiden lepomunat kestävät hyvin ja itse eläimetkin voivat selvitä hengissä pakenemalla myrkkyä kasvillisuuden sekaan ja sedimentin pintakerrokseen. Kasviplanktoniin ei myrkytyksillä ole juuri vaikutusta (Henrikson et al. 1980, Reinertsen ja Olsen 1984).

Vaikka myrkytyksillä voidaankin saavuttaa joissakin tapauksissa hyviä tuloksia nopeasti ja tehokkaasti ovat valikoiva tehokalastus ja petokalaistutukset kuitenkin tärkeimmät käytännön biomanipulaatiomenetelmät.

## 8.2 Tehokalastukset

Pyyntimenetelmien ja -välineiden kehittymättömyys on ehkä tällä hetkellä suurin kynnys biomanipulaation toteuttamiselle. Sopivat tai riittävän tehokkaat pyyntivälineet ja -menetelmät ovat vielä tähän asti puuttuneet ja saalista on saatu hyvin satunnaisesti.

Kalojen suurimittainen massapyynti vaatii aina paikallisten olosuhteiden tuntemista. Vain oikea-aikainen ja oikeassa paikassa tapahtuva pyynti antaa todella merkittäviä kalasaaliita. Toisaalta monien järvien tapauksessa on sellainen tilanne, että tiedetään kyllä kalaa olevan liikaa ja tiedetään myös hyvin miltä alueilta kalaa voisi saada runsaasti, mutta pyyntimenetelmät ovat kyseiseen järveen liian tehottomia, varsinkin kun on kyse särkien pyynnistä.

Kalastuksessa voidaan käyttää hyväksi särkikalojen taipumusta kerääntyä yhteen suuriksi parviksi: särjet parveilevat rannoilla kutuaikaan keväällä ja alkukesällä ja syksyllä ne hakeutuvat talvehtimaan syvänteisiin, lahtiin ja salmiin. Kevään kutuaika onkin tehokkainta särjenpyyntiaikaa varsinkin paunettipyyntiä käytettäessä. Särki tekee myös syysvaelluksia (esim. Lind 1979) ja saattaa nousta syksyllä myös puroihin, joten pyyntiä kannattaisi kokeilla myös silloin.

Seisovat pyydykset (katiska, rysä, paunetti, verkko) soveltuvat biomanipulaatiopyynnissä pieniin kohteisiin ja matalille vesialueille. Vetopyydykset, nuotta ja trooli vaativat syvempiä ja laaja-alaisempia vesiä. Pienemmissä järvissä saataisiin varmasti saalista pienisilmäisiä verkkoja käyttämällä. Verkkokalastuksen käytön esteenä on kuitenkin sen aiheuttama valtava työmäärä. Saaliiksi saadaan paljon erittäin pientä kalaa, joskus jopa niin paljon, että verkot ovat yhtenä köytenä ylös nostettaessa. Pienten kalojen verkosta irrotteleminen on työlästä ja vie niin paljon aikaa, että pyynti on taloudellisesti kannattamatonta, jos ei lähes mahdotonta.

Paunettipyyntillä on saatu joissakin paikoissa hyviä saaliita. Erityisesti pienille vesialueille paunetti sopii hyvin. Edellä jo mainittiin (luku 6.1) Kuopion Sammakkolammen hyvät paunettisaaliit, n. 450 kg/ha kolmella paunetilla noin kolmen viikon pyyntiajalla. Paimionlahdella Paimiossa on saatu saalista n. 6000 kg kahdeksalla paunetilla noin kahden viikon pyyntiajalla (Ilkka Sammalkorpi suullinen tiedonanto). Paunettipyyntin haittana on kuitenkin tehokkaan pyyntiajan lyhyys. Useimmiten tehokas pyyntiaika rajoittuu kutuaikaan keväällä ja alkukesällä ja muuna aikana saaliit ovat vähäisiä ja biomanipulaatiotarkoituksessa lähes merkityksettömiä.

Myös erilaisia nuottia on kokeiltu tehokalastusvälineenä. Nuottaukset ovat kuitenkin tuottaneet hyvin sattumanvaraisia tuloksia; joskus saalista on saatu tuhansia kiloja mutta usein on myös jääty täysin ilman saalista. Nuotan heikkoutena särkien pyynnissä näyttää olevan se, että särjet usein karkaavat

nuotasta ennen kuin joutuvat nuotan perään. Nuottaus saattaisi kuitenkin olla tehokas ja sopiva kalastustapa syksyn täyskierron aikana, jolloin kalat usein hakeutuvat syvänteisiin hyvin tiheisiin parviin.

Nuottauksia kuten muitakin pyyntimenetelmiä voitaisiin tehostaa pakottamalla kalat tietyille pienille pyyntialueille esim. hapettomuuden avulla. Tosin kirjoittajien Laukaan Vuojärvellä ja Siilinjärven Ahmonlammella tekemien nuottauskokeiden perusteella ainakaan lyhytaikainen alusveden hapettomuus ei pysty pitämään kaloja pintavedessä nuotan ulottuvilla. Vähähappisuus ei näytä olevan kaloille lyhytaikaisen oleskelun este, vaan ne menevät ilmeisesti tottumuksen voimasta väliaikaisesti täysin hapettomaan alusveteen. Luultavasti vasta pitempiaikainen hapettomuus olisi "opettanut" kalat vähitellen pysymään poissa hapettomalta alueelta. Nuottaus saattaisi olla tehokas kalastustapa myös syksyn täyskierron aikana, jolloin kalat usein hakeutuvat syvänteisiin hyvin tiheisiin parviin.

Isoilla järvillä on mahdollista käyttää troolia roskakalojen pyytämiseen. Troolipyynnistä onkin jo saatu hyviä tuloksia mm. Lahden Vesijärveltä. Kesien 1989 ja 1990 aikana Vesijärvestä on troolattu yhteensä 320 tonnia roskakalaa.

### 8.3 Petokalaistutukset

Petokalaistutukset ovat hyvin tärkeä toimenpide, jos vesistön petokalakannat on todettu heikoiksi. Petokalojen saalistus kohdistuu pääasiassa pieniin kaloihin (alle 10 cm), jotka syövät pääasiassa eläinplanktonia. Varsinkin kuha käyttää paljon pieniä kaloja ravintonaan (Nikolsky 1957). Biomanipulaatiotar-koituksessa ovat hauki ja kuha tärkeimmät istutuslajit. Rehevissä vesissä ei tosin tarvitse yleensä lisätä haukea mutta pelagiaalin pedot, esim. kuha, ovat hyviä istutuslajeja. Kuhaistutuksilla onkin päästy hyviin tuloksiin pienissä eutrofisissa järvissä (mm. Lehtonen et al. 1984).

Kalalajiston tasapainoisuutta on usein mitattu F/C -suhteella (Swingle 1950). Sillä tarkoitetaan rauhankalojen (F) biomassan suhdetta petokalojen (C) biomassaan. Petokaloiksi lasketaan yleensä puolet ahvenista. On huomioitava, että näin lasketussa F/C -suhteessa petojen osuus nousee todellista suuremmaksi, koska yleensä ahvenista vain pieni osa on petokaloja (Marttinen 1985). Tasapainoisten kalastojen toivottavaksi F/C -suhteeksi on esitetty arvoja 3–6. Usein kuitenkin kiinnitetään liikaa huomiota pelkkään F/C -suhteeseen, mikä sinänsä yksin ei kuvaa kalaston tasapainoisuutta. Monissa järvissä on selvästi nähtävissä, että kalakannat ovat näennäisesti hyvästä F/C -suhteesta huolimatta pahasti vinoutuneet.

Esimerkkinä vinoutuneista kalakannoista on Lappeenrannan Haapajärvi (koekalastustulokset vuosilta 1990 ja 1991, ei julkaistu). Koekalastuksessa saaliiksi saadut kalat olivat suurimmaksi osaksi pienikokoista vähäarvoista kalaa, jolla ei juuri ole taloudellista käyttöä. Tärkein petokala, hauki, on sen

sijaan ollut järvessä erittäin suurikokoista. Pientä haukea ei koekalastuksissa juuri tavattu. Runsaista ravintovaroista huolimatta petokalakantakin on päässyt vinoutumaan: ilmeisesti vähäinen kalastuspaine ja kannibalismi rajoittavat tehokkaasti pienten haukien määrää. Tällaisessa tilanteessa ei ole järkevää eikä hyödyllistä lähteä istuttamaan lisää haukea: haukea on järvessä jo ennestäänkin liikaa, mutta se ei kuitenkaan pysty pitämään kurissa pikkukalakantoja.

Sopivista petokalojen istutustiheyksistä on vielä vähän kokemuksia. Lahden Vesijärven kuhaistutuksissa on käytetty tiheyttä 20 kpl/ha (Kairesalo et al. 1990). Saksalaiseen Bauzen-järveen on istutettu kuhaa 40–150 kpl/ha (Benn-dorf et al. 1988). Saksalaiseen Haussee-järveen on istutettu biomanipulaatiotarkoituksessa kuhaa jopa 200 kpl/ha (Kasprzak et al. 1988). Kuha soveltuu hyvin istutuskalaksi lievästi rehevöityneisiin vesiin tietyin edellytyksin: happipitoisuuden on oltava vähintään 4,5 mg/l ja järven koon on oltava yli 50 ha (kuha on selkävesien saalistaja). Lisäksi kuha viihtyy hyvin humuspitoisissa vesissä, liian kirkkaassa valossa poikaset sokeutuvat eikä aikuinen kuhakaan pidä liian kirkkaasta vedestä.

## 9 YHTEENVETO

Rehevöityneitä järviä on useimmiten kunnostettu ravinnepestöjä vähentämällä. Veden laadun paraneminen pelkkiä pestöjä vähentämällä saattaa kuitenkin kestää kohtuuttoman pitkän ajan, useista vuosista vuosikymmeniin, mikä johtuu hydrologisesta viipymästä ja/tai sisäisestä kuormituksesta. Valtaan päässeeseen sisäisen kuormituksen ja vinoutuneen ravintoketjun takia paranemista ei kenties tapahdu ollenkaan, vaan järvi jää pysyvän laatuheilahtelun tasapainotilaan (Lappalainen ja Matinvesi 1990). Toipumisprosessien nopeuttamiseksi tarvitaan lisämenetelmiä, kuten esimerkiksi sedimentin käsittelyä (ruoppaus, kemikaalit, hapetus ym.) estämään sisäistä kuormitusta, tai biomanipulaatiota, jotta ravintoketjujen top-down -säätely lisääntyisi eläinplanktonin laidunnuksen pitäessä kurissa leväbiomassoja.

Biomanipulaatio voi mitä ilmeisimmin olla vaihtoehtoinen tapa hoitaa vesistöjä silloin, kun ravinnetason laskeminen on taloudellisesti liian raskasta tai muutoin mahdotonta. Biomanipulaatiosta ja varsinkin sen mekaanisesta toteuttamisesta ei kuitenkaan tiedetä vielä tarpeeksi, jotta sitä voitaisiin käyttää yleislääkkeenä rehevien vesistöjen hoidossa. Matalien pienten järvien biomanipuloinnista tiedetään eniten, ja siksi suositukset kohdistuvat lähinnä niihin. On myös muistettava, että biomanipulaatio ei ole vaihtoehto muille kunnostusmenetelmille vaan se on lähinnä niitä täydentävä toimenpide. Biomanipulaatiollakaan ei saada tuloksia aikaan, ellei ulkoista kuormitusta ensin vähennetä minimiinsä.

Biomanipulaation päämääränä on pääasiassa leväbiomassan ja/tai sinilevien dominanssin, eli yksinkertaisemmin sanottuna leväkukintojen vähentäminen. Mikäli järvissä, joissa sekä top-down että bottom-up -mekanismi vaikuttavat

selvästi, halutaan vähentää leväbiomassoja ja sinileviä, ei pelkkä lisääntynyt leviin kohdistuva laidunnus riitä, jos samanaikaisesti ei tapahdu systeemin oligotrofitumista (vähentynyt kokonaisfosforin pitoisuus). Tämä pätee varsinkin erittäin pahoin rehevöityneissä järvissä.

Riittävän alhaisilla ravinnepitoisuuksilla kokonaisvaltaiset biomanipulaatiot, joilla pyritään vaikuttamaan petokalojen ja planktonsyöjäkalojen suhteisiin, vaikuttavat havaittavasti kasvibiomassoihin ja veden laatuun. Korkeampien ravinnepitoisuuksien vallitessa petokaloihin tai planktoninsyöjäkaloihin kohdistuvat biomanipulaatiot ovat tehokkaita vain silloin, kun ne yhdistetään toimiin, joilla pyritään alentamaan veden kokonaisfosforipitoisuus sellaiselle tasolle, mikä ei jo itsessään edistä ravinnoksikelpaamattomien levien kasvua. Biomanipulaatiosta saattaa kuitenkin olla hyötyä myös korkeammissa ravinnepitoisuuksissa. Särkien pohjakuormitusvaikutuksen väheneminen voi nimittäin olla merkittävä parannus järven tilaan ja se voi johtaa myöhemmin myös ravintoketjujen parantumiskynnyksen ylittymiseen.

Biomanipulaation tarpeellisuus ja laajuus on aina arvioitava veden laadun ja ravintoketjun rakenteen tuntemuksen perusteella. Tiedot ovat kuitenkin varsinkin ravintoketjujen osalta usein puuttellisia. Koska biomanipulaation aiheuttama lisääntynyt laidunnuspaine kasviplanktoniin voi aiheuttaa sekä positiivisia (vähentynyt fotosynteettinen biomassa) että negatiivisia (ravinteiden takaisinkierto, ravinnon puute laiduntajille) vaikutuksia, eivät yksinkertaiset oletukset voi aina varmasti ennustaa lopullista järven tasapainoa.

Ravinteet ja kalat eivät toimi itsenäisinä säätelijöinä planktonyhteisöille, mutta sen sijaan niillä on vaikutuksia, joita voidaan vain ennustaa ymmärtämällä niiden yhdistetty vaikutus. Jotkut tutkijat ovatkin sitä mieltä, että varmojen biomanipulaatiovaikutusten ennusteiden tekemiseen tarvitaan monimutkaisia matemaattisia malleja.

## KIRJALLISUUS

- Andersson, G. 1979: Fiskens inverkan på trofiförhållandena i eutrofa sjöar. – Slutrapport, Institute of Limnology, University of Lund. 22 pp.
- Andersson, G., Berggren, H. Cronberg, G. & Gelin, C. 1978: Effects of planktivorous and benthivorous fish on organisms and water chemistry in eutrophic lakes. – *Hydrobiologia* 59(1): 9–15.
- Benndorf, J. 1987: Food web manipulation without nutrient control: A useful strategy in lake restoration? – *Schweiz. Z. Hydrol.* 49(2): 237–248.
- Benndorf, J., Kneschke, H., Kossatz, K. & Pentz, E. 1984: Manipulation of the Pelagic Food Web by Stocking with Predacious Fishes. – *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 69: 407–428.



- Benndorf, J., Schultz, H., Benndorf, A., Unger, R., Penz, E., Kneschke, H., Kossatz, K., Dumke, R., Hornig, U., Kruspe, R. & Reichel, S. 1988: Food-web Manipulation by Enhancement of Piscivorous Fish Stocks: Long-term Effects in the Hypertrophic Bautzen Reservoir. – *Limnologica* 19(1): 97–110.
- Brabrand, Å., Faafeng, B., Källqvist, T. & Nilssen, J. 1984: Can iron defecation from fish influence phytoplankton production and biomass in eutrophic lakes? – *Limnol. Oceanogr.* 29(6): 1330–1334.
- Brabrand, Å., Faafeng, B. & Nilssen, J. 1986: Juvenile roach and invertebrate predators: delaying the recovery phase of eutrophic lakes by suppression of efficient filter-feeders. – *J. Fish Biol.* 29: 99–106.
- Brabrand, Å., Faafeng, B. & Nilssen, J. 1990: Relative Importance of Phosphorous Supply to Phytoplankton Production: Fish Excretion versus External Loading. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 364–372.
- Broughton, N. & Jones, N. 1978: An investigation into the growth of 0-group roach, (*Rutilus rutilus* L.) with special reference to temperature. – *J. Fish Biol.* 12: 345–357.
- Bull, C. J. & Mackay, W. C. 1976: Nitrogen and Phosphorus Removal from Lakes by Fish Harvest. – *J. Fish. Res. Board Can.* 33: 1374–1376.
- Carney, H. J. 1990: A general hypothesis for the strength of food web interactions in relation to trophic state. – *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 487–492.
- Carpenter, S. & Kitchell, J., Hodgson, J., Cochran, P., Elser, J., Elser, M., Lodge, D., Kretchmer, D., He, X. & von Ende, C. 1987: regulation of lake primary productivity by food web structure. – *Ecology* 68(6): 1863–1876.
- Carpenter, S. & Kitchell, J. 1988: Consumer Control of Lake Productivity. Large-scale experimental manipulations reveal complex interactions among lake organisms. – *BioScience* 38(11): 764–769.
- Cerny, K. 1974: Mortality of the early developmental stages of the roach – *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758). – *Vestník Československé Společnosti Zoologické* 39(2): 81–93.
- Confer, J. & Blades, P. 1975: Omnivorous zooplankton and planktivorous fish. – *Limnol. Oceanogr.* 20(4): 571–579.
- Cryer, M., Peirson, G. & Townsend, C. 1986: Reciprocal interactions between roach, *Rutilus rutilus*, and zooplankton in a small lake: Prey dynamics and fish growth and recruitment. – *Limnol. Oceanogr.* 31(5): 1022–1038.
- Davidowicz, P., Gliwicz, Z. & Gulati, R. 1988: Can *Daphnia* Prevent a Blue-green Algal Bloom in Hypertrophic Lakes? A Laboratory Test. – *Limnologica* 19(1): 21–26.
- Diehl, S. 1988: Foraging efficiency of three freshwater fishes: effects of structural complexity and light. – *Oikos* 53: 207–214.
- Dorazio, R., Bowers, J. & Lehman, J. 1987: Food-web manipulations influence grazer control of phytoplankton growth rates in Lake Michigan. – *Journal of Plankton Research* 9(5): 891–899.
- Edmondson, W. & Abella, S. 1988: Unplanned biomanipulation in Lake Washington. – *Limnologica* 19(1): 73–79.



- Faafeng, B. A. & Brabrand, Å. 1990: Biomanipulation of a small, urban lake – removal of fish exclude bluegreen blooms. – *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 597–602.
- Forsyth, J. D. & James, R. M. 1991: Population dynamics and production of zooplankton in eutrophic Lake Okaro, North Island, New Zealand. – *Arch. Hydrobiol.* 120 (3): 287–314.
- Gilbert, J. J. & Durand, M. W. 1990: Effect of *Anabaena flos-aquae* on the abilities of *Daphnia* and *Keratella* to feed and reproduce on unicellular algae. – *Freshwater Biology* 24: 577–596.
- Gliwicz, Z. M. 1990: *Daphnia* growth at different concentrations of blue-green filaments. – *Arch. Hydrobiol.* 120(1): 51–65.
- Gophen, M., Serruya, S. & Threlkeld, S. 1990: Long term patterns in nutrients, phytoplankton and zooplankton of Lake Kinneret and future predictions for ecosystem structure. – *Arch. Hydrobiol.* 118(4): 449–460.
- Henrikson, L., Nyman, H., Oscarson, H. & Stenson, J. 1980: Trophic changes, without changes in the external nutrient loading. – *Hydrobiologia* 68(3): 257–263.
- Hofer, R., Forstner, H. & Rettenwander, R. 1982: Duration of gut passage and its dependence on temperature and food consumption in roach, *Rutilus rutilus* L.: laboratory and field experiments. – *J. Fish Biol.* 20: 289–299.
- Horppila, J. & Kairesalo, T. 1990: A fading recovery: the role of roach (*rutilus rutilus* L.) in maintaining high phytoplankton productivity and biomass in Lake Vesijärvi, southern Finland. – *Hydrobiologia* 200/201: 153–165.
- Kairesalo, T., Keto, I. & Sammalkorpi, I. 1990: Biomanipulaatio (ravintoketjukunnostus). – *Teoksessa: Ilmavirta, V. (toim.): Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet.* Helsinki, Yliopistopaino, s. 310–326.
- Kasprzak, P., Benndorf, J., Koschel, R. & Recknagel, F. 1988: Applicability of the Food-web Manipulation in the Restoration Program of a Hypertrophic Stratified lake: Model Studies for lake Haussee (Feldberg, GDR). – *Limnologica* 19(1): 87–95.
- Koli, L. 1980: Kalalajeja. Särki. – *Teoksessa: Soikkanen, M. (toim.): Tapiola 2 – suuri suomalainen eräkirja.* Espoo, Weilin & Göös, s. 354–355.
- Lammens, E. 1988: Trophic Interactions in the Hypertrophic Lake Tjeukemeer: Top-down and Bottom-up Effects in Relation to Hydrology, Predation and Bioturbation During the Period 1974–1985. – *Limnologica* 19(1): 81–85.
- Lampert, W. 1983: Biomanipulation – eine neue Chance zur Seesanieung? – *Biologie in unserer Zeit* 13(3): 79–86.
- Lampert, W. 1988: The Relationship between Zooplankton Biomass and Grazing: A Review. – *Limnologica* 19(1): 11–20.
- Lancaster, H. & Drenner, R. 1990: Experimental Mesocosm Study of the Separate and Interaction Effects of Phosphorous and Mosquitofish (*Gambusia affinis*) on Plankton Community Structure. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 471–479.
- Lappalainen, K. M. 1990: Rehevöityminen seurausilmiöineen. – *Teoksessa: Ilmavirta, V. (toim.): Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet.* Helsinki, Yliopistopaino, s. 108–133.

- Lappalainen, K. M. & Matinvesi, J. 1990: Järven fysikaalis-kemialliset prosessit ja ainetaseet. – Teoksessa: Ilmavirta, V. (toim.): Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet. Helsinki, Yliopistopaino, s. 54–84.
- Lehman, J. T. 1988: Algal biomass unaltered by food-web changes in Lake Michigan. – *Nature* 332(7): 537–538.
- Lehman, J. T. & Sangren C. D. 1990: Trophic dynamics of Lake Michigan: Response of algal production to changes in the zooplankton community. – *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 397–400.
- Lehtonen, H., Miina, T. & Frisk, T. 1984: Natural occurrence of pike-perch (*Stizostedion lucioperca* L.) and success of introductions in relation to water quality and lake area in Finland. – *Aqua Fennica* 14(2): 189–196.
- Lind, E. A. 1979: Kesäkuun kala särki. – *Metsästys ja kalastus* 6: 12–14.
- Lind, E. A. 1990: Kalapopulaation perusparametrit. Valtion painatuskeskus. Helsinki. 133 pp.
- Lindqvist, O., Vielma, J., Ritola, O. & Lahti, E. 1988: Suomen sisävesien kalatalous. Suomen voimalaitosyhdistys ry. Helsinki. 249 pp.
- Lyche, A. 1989: Plankton community response to reduction of planktivorous fish populations. – A review of 11 case studies. – *Aqua Fennica* 19(1): 59–66.
- Marttinen, M. 1983: Eräiden Jyväskylän kaupungin pienvesien kalataloudellinen käyttö- ja hoitosuunnitelma. – Moniste, Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. 47 pp.
- Mazumder, A, Taylor, W., McQueen, D. & Lean, D. 1989: Effects of Fertilization and Planktivorous Fish on Epilimnetic Phosphorus and Phosphorus Sedimentation in Large Enclosures. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 1735–1742.
- McQueen, D. 1988: Manipulating lake community structure: where do we go from here? – *Freshwater Biology* 23: 613–620.
- McQueen, D., Johannes, M., Post, J., Stewart, T. & Lean, D. 1989: Bootom-up and top-down impacts on freshwater pelagic community structure. – *Ecological Monographs* 59(3): 289–309.
- McQueen, D. J., Johannes, M. R. S., Post, J. R., Stewart, T. J. & Lean, D. R. S. 1990: Biomanipulation and community structure at Lake St. George, Ontario, Canada: – *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 335–338.
- Nakashima, B. & Legget, W. 1980: The Role of Fishes in the Regulation of Phosphorus Availability in Lakes. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 1540–1549.
- Neill, W. 1990: Induced vertical migration in copepods as a defence against invertebrate predation. – *Nature* 345(7): 524–526.
- Nikolsky, G. 1963: The ecology of fishes. Academic Press, New York. 352 pp.
- Persson, L. & Greenberg, L. A. 1990: Juvenile competitive bottlenecks: the perch (*Perca fluviatilis*) – roach (*Rutilus rutilus*) interaction. – *Ecology* 71(1): 44–56
- Prejs, A. 1984: Herbivory by temperate freshwater fishes and its consequences. – *Environmental Biology of Fishes* 10(4): 281–296.

- Reinertsen, H. & Olsen, Y. 1990: Effects of fish elimination on the phytoplankton community of a eutrophic lake. – Verh. Internat. Verein. Limnol. 24: 649–657.
- Riessen, H. P. 1990: Demographic analysis of Chaoborus predation on Daphnia pulex. – Verh. Internat. Verein. Limnol. 24: 339–343.
- Rognerud, S. & Kjellberg, G. 1990: Long-term dynamics of the zooplankton community in Lake-Mjøsa, the largest lake in Norway. – Verh. Internat. Verein. Limnol. 24: 580–585.
- Sager, P. E. & Richman, S. 1990: Patterns of phytoplankton–zooplankton interaction along a trophic gradient: I. Production and utilization. – Verh. Internat. Verein. Limnol. 24: 393–396.
- Sarvala, J. & Jumppanen, K. 1988: Nutrients and planktivorous fish as regulators of productivity in Lake Pyhäjärvi, SW Finland. – Aqua Fennica 18: 137–155.
- Scheffer, M. 1989: Alternative stable states in eutrophic, shallow freshwater systems: a minimal model. – Hydrobiol. Bull. 23: 73–83.
- Sipponen, M. 1990: International conference: Biomanipulation, tool for water management, Amsterdam 8–11.8.1989: matkakertomus. – Moniste, Keski–Suomen kalastuspiiri, Jyväskylä. 7 pp.
- Swingle, H. 1950: Relationships and dynamics of balanced and unbalanced fish populations. – Alabama Agr. Exp. Stat. Bull. 274: 1–74.
- Tessier, A. J. & Horwitz, R. J. 1990: Influence of water chemistry on size structure of zooplankton assemblages. – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 1937–1943.
- Timms, R. & Moss, B. 1984: Prevention of Growth of potentially dense phytoplankton populations by zooplankton grazing, in the presence of zooplanktivorous fish, in a shallow wetland ecosystem. – Limnol. Oceanogr. 29(3): 472–486.
- Townsend, C. 1988: Fish, fleas and phytoplankton. – New Scientist 16: 67–70.
- Townsend, C. & Perrow, M. 1989: Eutrophication may produce population cycles in roach, *Rutilus rutilus* (L.), by two contrasting mechanisms. – J. Fish Biol. 34: 161–164.
- Tsunikova, Y. 1969: Feeding and growth of young of the roach (*Rutilus rutilus heckeli* Nord) in the Kuban estuaries. – Prob. Ichthyol. 9 : 555–563.
- Winfield, I., Peirson, G., Gryer, M. & Townsend, C. 1983: The behavioural basis of prey selection by underyearling bream (*Abramis brama* (L.)) and roach (*Rutilus rutilus* (L.)). – Freshwat. Biol. 13: 139–149.
- Wright, D. & Shapiro, J. 1990: Refuge availability: a key to understanding the summer disappearance of *Daphnia*. – Freshwater Biology 24: 43–62.
- Wyatt, R. 1988: The cause of extreme year class variation in a population of roach, *Rutilus rutilus* L., from a eutrophic lake in southern England. – J. Fish Biol. 32: 409–421.

## VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON JULKAISUJA - sarja A

41. Siuntionjokineuvottelukunta: Siuntionjoen vesistön käytön ja suojelun yleissuunnitelma. Helsinki 1989.
42. Vilhunen, Oili: Hankoa ympäröivän merialueen tila vuosina 1976 - 1986. Helsinki 1989.
43. Vantaanjoen vesistön vesiensuojelun toimenpideohjelma. Helsinki 1990.
44. Jeltsch, Ulrich: Saastuneiden maa-alueiden kunnostus. Helsinki 1990.
45. Avohakkuun ja metsäojituksen vaikutukset purovesien laatuun Nurmes tutkimuksessa. Helsinki 1990.
46. Heikkilä, Raimo: Vaasan läänin uhanalaiset suokasvit. Helsinki 1990.
47. Korkka-Niemi, Kirsti: Tutkimus kaivovesien happamoitumisesta Suomessa. Helsinki 1990.
48. Kauppi, Lea; Sandman, Olavi; Knuuttila, Seppo; Eskonen, Kristiina; Liehu, Anita; Luokkanen, Sinikka & Niemi, Maarit: Maankäytön merkitys vesien käytölle haitallisten sinileväkukintojen esiintymisessä. Helsinki 1990.
49. Heikkinen, Kaisa & Visuri, Anna: Orgaanisten aineiden merkityksestä ja pidättymisestä virtaavan veden ekosysteemeissä.  
Heikkinen, Kaisa & Visuri, Anna: Turvetuotannon typpikuormituksen vaikutuksista virtaavissa vesissä. Helsinki 1990.
50. Pitkänen, Heikki; Kangas, Pentti; Sarkkula, Juha; Lepistö, Liisa; Hällfors, Guy & Kauppila, Pirkko: Veden laatu ja rehevyys Itäisellä Suomenlahdella. Raportti vuosien 1987 - 88 tutkimuksista. Helsinki 1990.
51. Hirvi, Juha-Pekka (toim.): Suomenlahden öljyvahinko 1987. Helsinki 1990.
52. Levinen, Riitta: Puhdistamolietteen viljelykäytön edellytykset. Helsinki 1990.
53. Niemi, Reino A: Makrofytyt vesien tilan seurannassa. Helsinki 1990.
54. Lammassaari, Veikko: Uitto ja sen vesistövaikutukset. Helsinki 1990.
55. Kainuun vesi- ja ympäristöpiirin toiminnan suuntaviivat 1990-luvun alkupuoliskolla. Helsinki 1990.
56. Perälä, Jaakko & Reuna, Marja: Lumen vesiarvojen alueellinen vaihtelu Suomessa. Helsinki 1990.
57. Haja-asutuksen vedenhankinnan kehittäminen. Helsinki 1990.
58. Puustinen, Jukka: Typen merkitys rannikkovesien rehevöitymisessä. Helsinki 1990.
59. Oulun vesi- ja ympäristöpiiri: Pohjois-Pohjanmaan vedet ja ympäristö 1990-luvulla. Helsinki 1990.
60. Saviranta, Leena & Katko, Tapio (toim.): Kansainvälinen vesihuollon vuosikymmen 1981 - 1990 Suomessa. Helsinki 1990.
61. Katko, Tapio (ed.): The international drinking water and sanitation decade 1981 - 1990 in Finland. Helsinki 1990.
62. YV-projekti: Kokemuksia osallistumisesta ja vaikutusten arvioinnista vesiensuojelun suunnittelussa. Helsinki 1990.
63. Antikainen, Sari; Smolander, Ulla & Järvinen, Olli: Näytteenottomenetelmän luotettavuus luonnonvesien raskasmetalliseurannassa. Helsinki 1990.
64. Saarela, Jouko: Kaivosjätteiden geoteknisistä ominaisuuksista ja ympäristövaikutuksista. Helsinki 1990.
65. Turun vesi- ja ympäristöpiiri: Vesien käyttö ja hoito 1990-luvulla Varsinais-Suomi ja Etelä-Satakunta. Helsinki 1990.
66. Mukherjee, Arun B: The use of chlorinated paraffins and their possible effects in the environment. Helsinki 1990.
67. Assmuth, Timo: Kaatopaikkojen ongelmajätteiden ympäristövaikutukset. Riskikaatopaikkatutkimuksen pääraportti. Helsinki 1990.
68. Porvoonjoen kuormitus selvitystyöryhmä; Lehtonen, Eija & Penttilä, Sirpa (toim.): Porvoonjoen kuormitus selvitys. Helsinki 1991.
69. Mikkelin vesi- ja ympäristöpiiri: Mikkelin läänin vesien hoito 1990-luvulla. Helsinki 1991.
70. Louekari, Kimmo; Saarikoski, Heli & Joki-Kokko, Eeva: Kadmium ympäristössä. Helsinki 1991.
71. Kokkolan vesi- ja ympäristöpiiri: Keski-Pohjanmaan vedet ja ympäristö. Helsinki 1991.
72. Freindling, Alexander & Heitto, Lauri: Primary production of inland waters. Helsinki 1991.
73. Pennanen, Jussi: Toutain Kokemäenjoen keskiosan ja Loimijoen järjestelyn vaikutusalueella. Helsinki 1991.

74. Hildén, Mikael; Hakaste, Tapio; Korhonen, Pekka & Rahikainen, Eljas: Kokemäenjoen keskiosan ja Loimijoen kalatalouden intressianalyysi. Helsinki 1991.
75. Ihme, Raimo; Heikkinen, Kaisa & Lakso, Esko: Pintavalutus turvetuotantoalueiden valumavesien puhdistuksessa. Helsinki 1991.
76. Pasanen, Jaana: Öljyisen maan ja jätteen mikrobiologinen puhdistus. Helsinki 1991.
77. Ihme, Raimo; Isotalo, Lauri; Heikkinen Kaisa & Lakso, Esko: Turvesuodatus turvetuotantoalueiden valumavesien puhdistuksessa.  
Ihme, Raimo; Heikkinen Kaisa & Lakso, Esko: Laskeutusaltaiden toimivuuden parantaminen turvetuotantoalueiden valumavesien käsittelyssä.  
Ihme, Raimo; Heikkinen Kaisa & Lakso, Esko: Turvetuotantoalueiden kuormituksen pidättäminen sarkaojiin. Helsinki 1991.
78. Rantala, Aulis (toim.): Vesistöjen kalkitus happamien sulfaattimaiden vaikutusalueella. Helsinki 1991.
79. Kiiminkijoen vesiensuojelusuunnittelun työryhmä; Hynninen, Pekka (toim.): Kiiminkijoen vesiensuojelusuunnitelma. Helsinki 1991.
80. Keski-Suomen vesi- ja ympäristöpiiri: Keski-Suomen kehittyvät vesivarat. Helsinki 1991.
81. Haapala, Kirsti & Eurén, Maija: Luonnonvesien ja jätevesien kiintoainemäärityksen ongelmista. Helsinki 1991.
82. Laine, Anne & Heikkinen, Kaisa: Turvetuotannon kalastovaikutukset. Helsinki 1991.
83. Vesihuoltolaitokset 31.12.1988 ja 31.12.1989. Helsinki 1992.
84. Sandman, Olavi; Turkia, Jaana & Huttunen, Pertti: Paleolimnologinen tutkimus metsäojituksen ja -lannoituksen vesistövaikutuksista Juupajoen Kalliojärvässä. Helsinki 1992.
85. Helsingin vesi- ja ympäristöpiiri: Uudenmaan ja Etelä-Hämeen vedet. Helsinki 1991.
86. Roila, Tuija: Pienvesien happamoitumisen seuranta vuosina 1979 - 1989.  
Roos, Jaana: Puskurikapasiteetin muutokset eräissä pienjärvissä vuosien 1937 - 48 ja 1988 välillä.. Helsinki 1992.
87. Ollikainen, Minna: Karjalan Pyhäjärven tila 1980-luvulla sedimentin piilevien ilmentämänä. Helsinki 1992.
88. Lepistö, Liisa: Planktonlevien aiheuttamat haitat. Helsinki 1992.
89. Rantakangas, Jorma: Perkauksen aiheuttaman kiintoainevirtaaman ennakkointi. Helsinki 1992.
90. Kaijalainen, Erkki (toim.): Sonkajärven reitin vesien käytön yleissuunnitelma. Helsinki 1992.
91. Salo, Simo: The fate of chemicals spilled on water. A literature review of physical and chemical processes. Helsinki 1992.
92. Mäkirinta, Urho & Tolonen, Pasi: Vaalan Järvikylän järvien kasvillisuus järvien tilan kuvaajana. Helsinki 1992.
93. Mäkirinta, Urho: Muutoksia Alavetelin Isojärven kasvillisuudessa 1973 - 1981. Helsinki 1992.
94. Nakari, Tarja: Porvoon edustan merialueen meriveden vaikutuksista sumputettujen ja luonnonkalojen elintoimintoihin. Helsinki 1992.





ISBN 951-47-5711-4  
ISSN 0786-9592